Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC

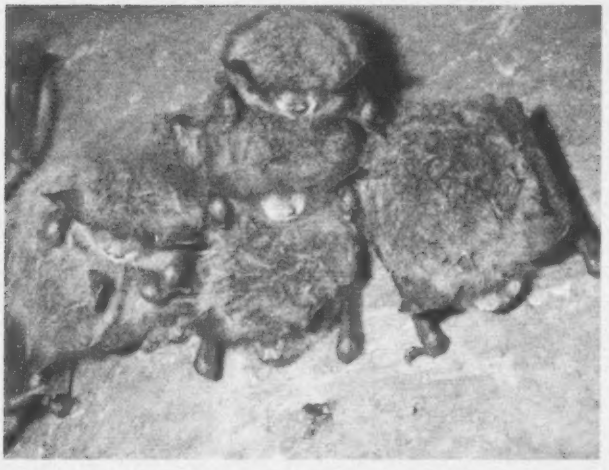
sur la

Petite chauve-souris brune
Myotis lucifugus

Chauve-souris nordique
Myotis septentrionalis

Pipistrelle de l'Est
Perimyotis subflavus

au Canada



EN VOIE DE DISPARITION
2013

COSEPAC
Comité sur la situation des espèces en péril au Canada

COSEWIC
Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada

Les rapports de situation du COSEPAC sont des documents de travail servant à déterminer le statut des espèces sauvages que l'on croit en péril. On peut citer le présent rapport de la façon suivante :

COSEPAC. 2013. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la petite chauve-souris brune (*Myotis lucifugus*), chauve-souris nordique (*Myotis septentrionalis*) et la pipistrelle de l'Est (*Perimyotis subflavus*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xxviii + 104 p. (www.registrelep-sararegistry.gc.ca/default_f.cfm).

Rapport(s) précédent(s) :

COSEPAC. Février 2012. Résumé technique et données d'appui pour une évaluation d'urgence sur la petite chauve-souris brune (*Myotis lucifugus*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. 27 p.

COSEPAC. Février 2012. Résumé technique et données d'appui pour une évaluation d'urgence sur la petite chauve-souris nordique (*Myotis septentrionalis*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. 26 p.

COSEPAC. Février 2012. Résumé technique et données d'appui pour une évaluation d'urgence sur la pipistrelle de l'Est (*Perimyotis subflavus*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. 28 p.

Note de production :
Le COSEPAC souhaite remercier Graham Forbes qui a rédigé le rapport de situation sur la petite chauve-souris brune (*Myotis lucifugus*), la chauve-souris nordique (*M. septentrionalis*) et la pipistrelle de l'Est (*Perimyotis subflavus*) au Canada en vertu d'un contrat avec Environnement Canada. Justina Ray, coprésidente du Sous-comité des spécialistes des mammifères terrestres du COSEPAC, a contrôlé les diverses étapes de la rédaction du présent rapport.

Pour obtenir des exemplaires supplémentaires, s'adresser au :

Secrétariat du COSEPAC
a/s Service canadien de la faune
Environnement Canada
Ottawa (Ontario)
K1A 0H3

Tél. : 819-953-3215
Téléc. : 819-994-3684
Courriel : COSEWIC/COSEPAC@ec.gc.ca
http://www cosepac.gc.ca

Also available in English under the title COSEWIC Assessment and Status Report on the the Little Brown Myotis *Myotis lucifugus*, Northern Myotis *Myotis septentrionalis* and the Tri-colored Bat *Perimyotis subflavus* in Canada.

Illustration/photo de la couverture :
Petite chauve-souris brune, chauve-souris nordique et pipistrelle de l'Est — Photographie de chauves-souris dont plusieurs sont atteintes du syndrome du museau blanc. Photographie prise le 17 mars 2011 dans la grotte Berryton (Nouveau-Brunswick). (Photographie reproduite avec la permission de K. Vanderwolf, Musée du Nouveau-Brunswick).

©Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2014.
N° de catalogue CW69-14/688-2014F-PDF
ISBN 978-0-660-22074-1

Papier recyclé

COSEPAC
Sommaire de l'évaluation

Sommaire de l'évaluation – novembre 2013

Nom commun
Petite chauve-souris brune

Nom scientifique
Myotis lucifugus

Statut
En voie de disparition

Justification de la désignation
Environ 50 % de l'aire de répartition mondiale de cette petite chauve-souris se trouve au Canada. Les sous-populations dans la partie est de l'aire de répartition ont été dévastées par le syndrome du museau blanc, une maladie fongique causée par un pathogène introduit. Cette maladie a été détectée pour la première fois au Canada en 2010 et a causé jusqu'à maintenant un déclin général de 94 % des effectifs connus de chauves-souris Myotis hibernantes en Nouvelle-Écosse, au Nouveau-Brunswick, en Ontario et au Québec. L'aire de répartition actuelle du syndrome du museau blanc s'étend à un rythme moyen de 200 à 250 kilomètres par année. À ce rythme, l'ensemble de la population canadienne sera probablement affectée d'ici 12 à 18 ans. La propagation vers le nord ou vers l'ouest du pathogène ne semble pas être contenue, et les conditions favorables à sa croissance sont présentes dans toute l'aire de répartition restante.

Répartition
Yukon, Territoires du Nord-Ouest, Colombie-Britannique, Alberta, Saskatchewan, Manitoba, Ontario, Québec, Nouveau-Brunswick, Île-du-Prince-Édouard, Nouvelle-Écosse, Terre-Neuve-et-Labrador

Historique du statut
Espèce désignée « en voie de disparition » suivant une évaluation d'urgence le 3 février 2012. Réexamen et confirmation du statut en novembre 2013.

Sommaire de l'évaluation – novembre 2013

Nom commun
Chauve-souris nordique

Nom scientifique
Myotis septentrionalis

Statut
En voie de disparition

Justification de la désignation
Environ 40 % de l'aire de répartition mondiale de cette chauve-souris nordique se trouve au Canada. Les sous-populations dans la partie est de l'aire de répartition ont été dévastées par le syndrome du museau blanc, une maladie fongique causée par un pathogène introduit. Cette maladie a été détectée pour la première fois au Canada en 2010 et a causé jusqu'à maintenant un déclin général de 94 % des effectifs connus de chauves-souris *Myotis* hibernantes dans les hibernacles en Nouvelle-Écosse, au Nouveau-Brunswick, en Ontario et au Québec, par comparaison aux dénombrements effectués avant l'apparition de la maladie. Les modèles prédisent une probabilité de disparition fonctionnelle de la petite chauve-souris brune de 99 % d'ici 13 ans dans le nord-est des États-Unis. Étant donné des caractéristiques semblables du cycle vital, les prédictions s'appliquent probablement également à la présente espèce. En plus de sa tendance à être relativement peu abondante dans les hibernacles, certaines indications montrent que l'espèce connaît des déclins plus marqués que d'autres espèces depuis l'apparition du syndrome du museau blanc. L'aire de répartition actuelle du syndrome du museau blanc chevauche environ un tiers de l'aire de répartition de l'espèce et prend de l'expansion à un rythme moyen de 200 à 250 kilomètres par année. À ce rythme, l'ensemble de la population canadienne sera probablement affectée d'ici 12 à 18 ans. La propagation vers le nord ou vers l'ouest du pathogène ne semble pas être contenue, et les conditions favorables à sa croissance sont présentes dans toute l'aire de répartition restante.

Répartition
Yukon, Territoires du Nord-Ouest, Colombie-Britannique, Alberta, Saskatchewan, Manitoba, Ontario, Québec, Nouveau-Brunswick, Île-du-Prince-Édouard, Nouvelle-Écosse, Terre-Neuve-et-Labrador

Historique du statut
Espèce désignée « en voie de disparition » suivant une évaluation d'urgence le 3 février 2012. Réexamen et confirmation du statut en novembre 2013.

Sommaire de l'évaluation – novembre 2013

Nom commun
Pipistrelle de l'Est

Nom scientifique
Perimyotis subflavus

Statut
En voie de disparition

Justification de la désignation
Cette chauve-souris est l'une des plus petites espèces de chauves-souris de l'est de l'Amérique du Nord. Environ 10 % de son aire de répartition mondiale se trouve au Canada, et elle est considérée comme étant rare dans la majeure partie de son aire de répartition canadienne. Des déclins de plus de 75 % causés par le syndrome du museau blanc ont été constatés dans les populations hibernantes connues au Québec et au Nouveau-Brunswick. Cette maladie fongique, causée par un pathogène envahissant, a été détectée pour la première fois au Canada en 2010 et a entraîné des déclins semblables chez la petite chauve-souris brune et la chauve-souris nordique au Canada et dans le nord-est des États-Unis. La majeure partie de l'aire de répartition canadienne de l'espèce chevauche l'aire de répartition actuelle du syndrome du museau blanc, et d'autres déclins sont à prévoir suivant l'infection d'un nombre grandissant d'hibernacles.

Répartition
Ontario, Québec, Nouveau-Brunswick, Nouvelle-Écosse

Historique du statut
Espèce désignée « en voie de disparition » suivant une évaluation d'urgence le 3 février 2012. Réexamen et confirmation du statut en novembre 2013.

COSEPAC
Résumé

Petite chauve-souris brune
Myotis lucifugus

Chauve-souris nordique
Myotis septentrionalis

Pipistrelle de l'Est
Perimyotis subflavus

Description et importance des espèces sauvages

Ces trois chauves-souris sont des espèces insectivores de petite taille (7,4 g en moyenne), au pelage brun, appartenant à la famille des Vespertilionidés. La petite chauve-souris brune (*Myotis lucifugus*) est probablement la plus commune et la plus connue du public puisqu'elle utilise souvent les bâtiments pour se reposer pendant la journée et qu'elle chasse à des endroits où on peut l'observer facilement (p. ex., au-dessus des lacs, autour des lampadaires, etc.). La chauve-souris nordique (*M. septentrionalis*) est une espèce commune des forêts, et la pipistrelle de l'Est (*Perimyotis subflavus*) s'observe dans une variété d'habitats, mais elle est plus rare que les deux autres. Des préoccupations suscitées au sein du public par les risques de zoonoses (p. ex., rage et histoplasmose), le bruit et les problèmes d'hygiène liés à la présence des chauves-souris ont conduit dans le passé à des mesures périodiques d'extermination de leurs colonies de maternité ou à l'élimination des gîtes où elles nichaient. Les chauves-souris se nourrissent d'insectes, et comme certaines de leurs proies sont considérées comme des espèces nuisibles aux cultures et aux forêts, elles rendent à l'homme des services écologiques indispensables.

Répartition

Au Canada, la petite chauve-souris brune et la chauve-souris nordique s'observent de Terre-Neuve jusqu'en Colombie-Britannique, et vers le nord jusqu'à proximité de la limite des arbres au Labrador, dans les Territoires du Nord-Ouest (T. N.-O.) et au Yukon. La pipistrelle de l'Est vit en Nouvelle-Écosse (N.-É.), au Nouveau-Brunswick (N.-B.), au Québec et en Ontario. Les trois espèces se rencontrent dans la plus grande partie des territoires de la moitié orientale des États-Unis (É.-U.), et l'aire de répartition de la petite chauve-souris brune s'étend jusqu'à la côte ouest des États-Unis, et vers le nord jusqu'en Alaska.

Habitat

Les trois espèces passent l'hiver dans des gîtes d'hibernation (grottes, mines) froids et humides. Leurs besoins physiologiques particuliers limitent le nombre de sites d'hibernation propices. Dans l'est, on trouve d'ordinaire des groupes nombreux (plus de 3 000) de plusieurs espèces dans un nombre relativement restreint de gîtes. Dans l'ouest, les gîtes d'hibernation connus sont moins nombreux et semblent accueillir chacun moins de chauves-souris. Les femelles se rassemblent en été dans des colonies de maternité souvent situées dans des bâtiments (surtout la petite chauve-souris brune) ou dans des arbres de grand diamètre. Les chauves-souris chassent au-dessus de l'eau (surtout la petite chauve-souris brune et la pipistrelle de l'Est), le long des cours d'eau, à l'orée des forêts et dans les espaces dégagés au milieu des forêts (surtout la chauve-souris nordique). Elles évitent en général les champs ou les zones déboisées de grande superficie. À l'automne, elles regagnent leur gîte d'hibernation qui peut se trouver à des centaines de kilomètres de l'endroit où elles ont passé l'été. Elles essaiment en grands nombres à l'entrée du gîte, s'accouplent, et s'installent dans ce gîte ou se déplacent jusqu'à un autre gîte pour y passer l'hiver.

Biologie

Les chauves-souris se reproduisent dans la promiscuité. Les femelles peuvent donner naissance à un petit (parfois deux chez la pipistrelle de l'Est) à partir de l'âge d'un an. La longévité maximale varie de 15 (pipistrelle de l'Est) à plus de 30 ans (petite chauve-souris brune). Le taux de survie est faible pendant la première année de la vie, et devient ensuite très variable (p. ex., 0,6 à 0,9). On estime la durée d'une génération à 5-10 ans dans le cas de la petite chauve-souris brune et de la chauve-souris nordique, et à 5-7 ans dans le cas de la pipistrelle de l'Est. Le taux de croissance d'une population finie est faible, variant de 0,98 à 1,2.

Taille et tendances des populations

La taille des populations est inconnue, mais elle atteignait probablement plus d'un million d'individus de chacune des espèces du genre *Myotis* avant l'introduction au Canada, en 2010, du syndrome du museau blanc (SMB), une maladie causée par le champignon psychrophile *Pseudogymnoascus destructans*, probablement originaire d'Europe. La petite chauve-souris brune et la chauve-souris nordique étaient considérées communes dans la plus grande partie de leur aire de répartition de l'est du Canada et du nord-est des États-Unis, et sont toujours communes au Canada dans les zones indemnes. La pipistrelle de l'Est était déjà jugée rare à peu commune dans certaines régions du Canada. Environ 95 % des *Myotis* qui hibernent au Canada ont été recensées dans la région qui s'étend de la Nouvelle-Écosse au Manitoba; elles sont relativement peu nombreuses à l'ouest du Manitoba. Cependant, on pense que les populations du nord et de l'ouest sont sous-estimées, et on ignore dans quelle proportion les populations des deux espèces de *Myotis* ont été touchées par le SMB depuis son introduction au Canada. De 2006 à 2012, on croit que 5,7 à 6,7 millions de chauves-souris sont mortes des suites d'une infection par le SMB dans l'est de

l'Amérique du Nord. On prévoit que la petite chauve-souris brune sera fonctionnellement disparue (c'est-à-dire qu'il restera moins de 1 % de la population d'origine) d'ici 2026 dans le nord-est des États-Unis. Cette prévision vaut également pour la chauve-souris nordique dont le cycle biologique présente des caractéristiques semblables. Les populations de pipistrelle de l'Est ont subi une baisse d'environ 75 % aux États-Unis.

La présence du SMB a été confirmée en Ontario, au Québec, au Nouveau-Brunswick, en Nouvelle-Écosse et à l'Île-du-Prince-Édouard (Î.-P.-É.). La plupart des données sur les tendances des populations sont dérivées de dénombrements effectués dans quelques-uns des rares gîtes d'hibernation connus. On combine souvent les données correspondant à la petite chauve-souris brune et à la chauve-souris nordique, mais on suppose que le pourcentage de variation est le même pour les deux espèces. Les déclins mesurés dans les gîtes d'hibernation pour lesquels nous possédons des données obtenues avant et après l'introduction du SMB sont catastrophiques : 93 % (Ontario); 99 % (N.-B.), 93 % (N.-É.) pour les deux espèces de *Myotis* combinées, et 98 % pour la petite chauve-souris brune et 99,8 % pour la chauve-souris nordique au Québec. Le déclin total des populations de *Myotis* dont on connaissait la présence dans les gîtes d'hibernation de Nouvelle-Écosse, du Nouveau-Brunswick, de l'Ontario et du Québec au moment de l'introduction du SMB s'établit désormais à 94 % (leur nombre total est passé de 86 952 à 5 225). Il existe relativement peu de pipistrelles de l'Est au Canada et il est donc difficile de déceler une tendance. On a mesuré des déclins de 94 et de 75 % dans les grottes du Québec et du Nouveau-Brunswick respectivement. Les données sur les tendances des populations de chauves-souris recueillies en été, quoique limitées, corroborent celles recueillies en hiver, ce qui donne à conclure que les données recueillies dans les gîtes d'hibernation permettent probablement de dresser un aperçu exact des déclins des populations. La zone d'occurrence ne s'est pas rétrécie et pourrait demeurer stable à l'avenir si les chauves-souris parviennent à survivre en petits nombres sur l'ensemble de leur aire de répartition. On n'a pas signalé de déclin important des populations à l'extérieur de la zone touchée par le SMB.

La présence du SMB a été signalée pour la première fois au Canada au printemps 2010, et le champignon s'est répandu dans toutes les directions à partir de l'épicentre situé dans le nord de l'État de New York, au rythme de 200 à 250 km/a. Le taux de propagation dans la portion occidentale de l'aire de répartition des deux espèces de *Myotis* reste incertain. La fréquence des déplacements des chauves-souris d'est en ouest ainsi que leur écologie dans les aires d'hibernation et les conditions ambiantes des gîtes d'hibernation qui risquent d'influer sur l'écologie du champignon pathogène dans l'ouest et le nord du Canada restent largement inconnues. On prédit cependant que le SMB se propagera dans l'ensemble de l'aire de répartition des deux *Myotis* en s'appuyant sur les faits suivants : 1) rien ne semble pour l'instant pouvoir faire obstacle à cette propagation; 2) les conditions abiotiques qui règnent dans les gîtes d'hibernation de l'ouest sont propices à la croissance du pathogène; 3) tout porte à croire que les gîtes d'hibernation qui accueillent des densités plus faibles de chauves-souris restent vulnérables au SMB. Les modèles de prédiction et les taux de

propagation mesurés actuellement donnent à conclure que le SMB atteindra la limite occidentale de l'aire de répartition de la petite chauve-souris brune d'ici 12 à 18 ans, et celle de la chauve-souris nordique d'ici 12 à 15 ans, c'est-à-dire dans trois générations (dont la durée est estimée à 15-30 ans). On s'inquiète par ailleurs de ce que le champignon pourrait se propager plus rapidement dans l'ouest du Canada s'il est transmis par des vêtements humains contaminés. L'aire de répartition canadienne entière de la pipistrelle de l'Est se trouve dans la zone touchée par le SMB.

Une immigration de chiroptères de source externe reste peu probable puisque le taux de mortalité est élevé dans les régions adjacentes des États-Unis et que les éventuels immigrants seront probablement vulnérables au champignon pathogène. Les populations de quelques sites situés près de l'épicentre se sont peut-être stabilisées à environ 1 000 sujets depuis plusieurs années (après avoir subi un déclin supérieur à 90 %), mais on ignore si ces données traduisent une capacité de survie ou une migration d'un gîte d'hibernation à l'autre. On peut espérer que certains sujets afficheront une résistance génétique au SMB et qu'ils réussiront ainsi à survivre et à produire une descendance résistante à la maladie. Cependant, compte tenu des faibles taux de croissance des populations des trois espèces, leur rétablissement pourrait prendre plusieurs générations.

Facteurs limitatifs et menaces

Outre le SMB, d'autres menaces pèsent sur les chauves-souris — notamment l'éradication des colonies, la contamination chimique, les changements de la structure des forêts et les éoliennes. Il a déjà été fait état de campagnes d'éradication de colonies (surtout par la destruction de colonies de maternité de la petite chauve-souris brune dans les bâtiments par des moyens chimiques ou physiques). On ignore le nombre total des colonies qui auraient pu être exterminées de cette façon, ou l'incidence de ces mesures sur la population générale. On ignore également dans quelle mesure les activités humaines perturbent les chauves-souris pendant l'hibernation, les effets de la contamination chimique sur les chauves-souris, ou les effets des insecticides sur la disponibilité des proies des chauves-souris. Jusqu'à maintenant, l'impact des éoliennes s'est avéré extrêmement variable d'un endroit à l'autre, mais les trois espèces de chiroptères se sont en règle générale montrées moins exposées à ce danger que d'autres espèces qui effectuent de longues migrations. Nous avons cependant des motifs de nous inquiéter des incidences des éoliennes sur les populations de petites chauves-souris brunes dans certaines régions du Canada où des taux plus élevés de mortalité ont été mesurés.

Protection, statuts et classements

Les règlements qui protègent les chauves-souris varient d'un endroit à l'autre de leur aire de répartition. La destruction des colonies de maternité est autorisée, mais certains gîtes d'hibernation sont interdits d'accès au public. L'Ontario a désigné la petite chauve-souris brune et la chauve-souris nordique « espèces en voie de disparition » à cause du SMB en automne 2012. Le Nouveau-Brunswick et la Nouvelle-Écosse ont désigné les trois espèces « en voie de disparition » en été 2013.

Les classements de NatureServe pour la pipistrelle de l'Est sont G3 (*vulnérable*) au niveau mondial, N2N3 au niveau national, et S1 (*gravement en péril*) à S3 au niveau infranational. La petite chauve-souris brune (G3; N3) et la chauve-souris nordique (G1G3; N2N3) sont classées « *apparemment non en péril* » à « *non en péril* » (S4-S5) au niveau infranational sur la majeure partie de leur aire de répartition, bien que certaines instances responsables dans les zones touchées par le SMB aient jugé bon de modifier leur statut à « *vulnérable* » ou « *en voie de disparition* » au cours de la dernière année, ou aient entrepris d'examiner leur statut à cause du SMB.

RÉSUMÉ TECHNIQUE - Petite chauve-souris brune

Myotis lucifugus
Petite chauve-souris brune — Little Brown Myotis

Répartition au Canada : Yukon, Territoires du Nord-Ouest, Colombie-Britannique, Alberta, Saskatchewan, Manitoba, Ontario, Québec, Nouveau-Brunswick, Île-du-Prince-Édouard, Nouvelle-Écosse, Terre-Neuve-et-Labrador

Données démographiques

Durée d'une génération *Étendue de valeurs calculée à l'aide de deux méthodes (âge médian des individus reproducteurs et âge moyen de la cohorte des individus reproducteurs).*	5-10 ans (estimation)
Y a-t-il un déclin continu observé du nombre total d'individus matures? *Il est prévu que le SMB se propagera vers le nord et vers l'ouest, et que les populations poursuivront leur déclin dans la zone touchée par le syndrome.*	Oui
Pourcentage estimé du déclin continu du nombre total d'individus matures pendant deux générations (10-20 ans). *Il est prévu que le déclin se poursuivra dans la zone touchée par le SMB. Compte tenu du taux de propagation enregistré à ce jour, le reste de l'aire de répartition devrait être infecté d'ici 12 à 18 ans. On prévoit un taux de mortalité uniforme sur l'ensemble de l'aire de répartition.*	Inconnu, mais dépassera probablement 75 %
Pourcentage inféré de la réduction du nombre total d'individus matures au cours des trois dernières générations (15-30 ans). *Quatre-vingt-douze pour cent des populations hibernantes connues en Ontario, au Québec, au Nouveau-Brunswick et en Nouvelle-Écosse ont connu un déclin de 94 % en une génération, ce qui donne à conclure à un déclin de la population canadienne globale supérieur à 50 %. Cependant, on ignore toujours la proportion de la population indemne à l'ouest et au nord de l'aire de répartition.*	Inconnu
Pourcentage prévu de la réduction du nombre total d'individus matures au cours des trois prochaines générations (15-30 ans). *Il est prévu que le déclin se poursuivra dans la zone touchée par le SMB. Compte tenu du taux de propagation enregistré à ce jour et en supposant que le taux de mortalité sera uniforme sur l'ensemble de l'aire de répartition, le reste de l'aire de répartition devrait être infecté d'ici 12 à 18 ans.*	Inconnu, mais dépassera probablement 90 %

Pourcentage estimé de la réduction du nombre total d'individus matures au cours de toute période de trois générations commençant dans le passé et se terminant dans le futur. *Déclin de 94 % en moins d'une génération dans l'est de l'aire de répartition, et déclin semblable prévu dans l'ouest et dans le nord à mesure que le SMB se propagera au cours des deux prochaines générations.*	Inconnu, mais dépassera probablement 90 %
Est-ce que les causes du déclin sont clairement réversibles et comprises et ont effectivement cessé? *Le SMB est la cause de la mortalité, et comme aucun traitement n'a été mis au point à ce jour, le déclin devrait se poursuivre puisque les spores du pathogène persistent dans les grottes.*	Les causes sont comprises, mais elles n'ont pas cessé et ne sont pas réversibles (pour le moment).
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures? *Une variation entre les gîtes d'hibernation individuels a été enregistrée, mais aucune fluctuation extrême n'est évidente en ce qui a trait aux populations connues.*	Inconnu, mais improbable

Information sur la répartition

Valeur estimée de la zone d'occurrence. *De Terre-Neuve à la Colombie-Britannique, en passant par le Yukon et les Territoires du Nord-Ouest; la limite de l'aire de répartition de l'espèce est située au Nunavut.*	Zone d'occurrence : non établie, mais très supérieure à 20 000 km^2
Indice de zone d'occupation (IZO) (Fournissez toujours une valeur établie à partir d'une grille à carrés de 2 km de côté). *Historiquement, les lieux spécifiques des gîtes d'hibernation et des colonies de maternité sont réutilisés, mais la plupart de ces sites restent inconnus et la recherche de nourriture en été s'étend sur l'ensemble de l'aire de répartition.*	IZO : non établi, mais très supérieur à 2 000 km^2
La population totale est-elle très fragmentée? *L'aire de répartition est continue, à l'exception possible de Terre-Neuve et des îles de la côte du Pacifique.*	Non
Nombre de localités* *Difficile à déterminer à partir de la présence du SMB puisque la proportion de l'aire de répartition canadienne touchée est actuellement inférieure à 50 %.*	S.O.
Y a-t-il un déclin continu observé de la zone d'occurrence?	Non. La zone d'occurrence paraît stable, malgré le déclin des populations.

* Voir « Définitions et abréviations » sur le site Web du COSEPAC et UICN 2010 (en anglais seulement) pour obtenir des précisions sur ce terme.

Y a-t-il un déclin continu observé de l'indice de la zone d'occupation? *Si la zone d'occupation est définie à partir des gîtes d'hibernation, la plupart de ces derniers deviendront probablement des puits de population à cause de la persistance des spores du champignon.*	Inconnu
Y a-t-il un déclin continu observé du nombre de populations? *Les populations du territoire continental pourraient former une seule et même population. La propagation du SMB donne à conclure à une multiplicité de contacts dans l'est de l'Amérique du Nord, mais l'ampleur des déplacements est-ouest reste inconnue.*	Non. Les populations du territoire continental pourraient former une seule et même population. Les populations insulaires sont peut-être isolées; aucun déclin n'a été observé à ce jour.
Y a-t-il un déclin continu observé du nombre de localités*?	S.O. Voir *Nombre de localités* ci-dessus
Y a-t-il un déclin continu observé de la superficie de l'habitat? *Les gîtes d'hibernation constituent des milieux essentiels à la viabilité de la population, et on a enregistré un déclin dans la plupart des gîtes qui se trouvent dans la zone touchée par le SMB. Les gîtes d'hibernation persistent et servent toujours d'habitat au sens structurel, mais leur contamination persistera probablement puisque les spores du champignon peuvent, semble-t-il, survivre sur les parois des grottes et dans le sol pendant une période de temps inconnue. Ceci pourrait se traduire par un déclin de la superficie de l'habitat puisque le syndrome transforme les gîtes en puits de population.*	Peut-être
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de populations?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de localités*?	S.O. Voir *Nombre de localités* ci-dessus
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de la zone d'occurrence?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de l'indice de la zone d'occupation?	Non

Nombre d'individus matures dans chaque population

Population	**N^{bre} d'individus matures (minimum estimé)**
Inconnu. L'espèce est considérée commune dans l'ensemble de son aire de répartition canadienne, mais elle pourrait être moins abondante dans l'ouest et dans le nord du pays. On estime que la population atteignait 6,5 millions d'individus dans le nord-est des États-Unis avant l'arrivée du SMB (Frick *et al.*, 2010a), ce qui porte à croire que la population canadienne dépasserait le million.	
Total	Inconnu, mais probablement supérieur à un million.

Analyse quantitative

La probabilité de disparition de l'espèce à l'état sauvage est d'au moins [20 % sur 20 ans ou 5 générations, ou 10 % sur 100 ans]. *Les modèles pour la petite chauve-souris brune dans le nord-est des États-Unis indiquent une probabilité de disparition fonctionnelle de 99 % d'ici 2026. Si le SMB continue de se propager au rythme actuel (200 à 250 km/a), il pourrait être présent dans l'ensemble du Canada d'ici 12 à 18 ans, soit d'ici trois générations (15-30 ans).*	La probabilité de disparition de l'espèce est de 99 % dans le nord-est des États-Unis, mais il n'est pas possible d'extrapoler ces résultats à la situation canadienne à cause du manque de données.

Menaces (réelles ou imminentes pour les populations ou leur habitat)

Le SMB est causé par un champignon pathogène (*Pseudogymnoascus destructans*) probablement originaire d'Europe et dont la présence a été signalée pour la première fois aux États-Unis en 2006, et au Canada, en 2010. On a observé des déclins de populations supérieurs à 90 % dans le nord-est des États-Unis, et un déclin de 94 % de la population totale connue des *Myotis* (*Myotis lucifugus*, *M. septentrionalis*) dans les gîtes d'hibernation de l'Ontario, du Québec, du Nouveau-Brunswick et de la Nouvelle-Écosse. Les données recueillies en été sont limitées, mais elles laissent deviner la même tendance. Les contacts qui surviennent pendant la période d'essaimage d'automne et la transmission par les humains contribuent peut-être à la propagation du pathogène dans l'aire de répartition de l'espèce. Le syndrome s'est propagé au rythme annuel moyen de 200 à 250 km jusqu'à maintenant. On prédit que l'infection s'étendra sur l'ensemble de l'aire de répartition canadienne d'ici 12 à 18 ans. D'autres menaces pèsent sur cette chauve-souris, notamment les éoliennes, l'éradication des colonies due aux préoccupations suscitées au sein du public par les risques de transmission de maladies, d'autres conflits et d'autres perturbations.

Immigration de source externe (immigration de l'extérieur du Canada)

Situation des populations de l'extérieur : examen en cours aux États-Unis en vue de l'attribution du statut d'espèce en voie de disparition.	
Une immigration a-t-elle été constatée ou est-elle possible? *La petite chauve-souris brune est mobile, et certains individus peuvent franchir de 500 à 800 km entre leur gîte d'hibernation et leur aire d'alimentation estivale.*	Probablement
Des individus immigrants seraient-ils adaptés pour survivre au Canada? *Le climat et les sources de nourriture sont semblables à ce que l'on trouve aux États-Unis, mais les immigrants pourraient ne pas être adaptés au* P. destructans.	Oui/non
Y a-t-il suffisamment d'habitat disponible au Canada pour les individus immigrants? *Le nombre de dortoirs et la nourriture ne semblent pas limités, mais les gîtes d'hibernation infectés par le* P. destructans *deviendraient des puits de population.*	Non
La possibilité d'une immigration de populations externes existe-t-elle? *Mise à part une population en Alaska, les autres populations n'existent qu'au sud du Canada et sont pratiquement disparues dans les États du nord-est des États-Unis; la portion occidentale de l'aire de répartition est probablement elle aussi infectée. Par ailleurs, les immigrants seraient probablement exposés à la contamination dans les gîtes d'hibernation infectés.*	Non

Historique du statut

COSEPAC : Espèce désignée « en voie de disparition » à la suite d'une évaluation d'urgence, le 3 février 2012. Réexamen et confirmation du statut en novembre 2013.

Auteurs du résumé technique : Graham Forbes et Justina Ray

Statut et justification de la désignation :

Statut : En voie de disparition	**Code alphanumérique** : A3be+4abe
Justification de la désignation : La moitié environ de l'aire de répartition mondiale de l'espèce se trouve au Canada. Les sous-populations de la portion orientale de l'aire de répartition ont été dévastées par le syndrome du museau blanc (SMB), une maladie causée par un champignon pathogène introduit au Canada. Ce syndrome, détecté pour la première fois au Canada en 2010, a jusqu'à ce jour causé une baisse globale de 94 % du nombre connu de chauves-souris du genre *Myotis* qui hibernent en Nouvelle-Écosse, au Nouveau-Brunswick, en Ontario et au Québec. Le SMB se propage au rythme de 200 à 250 kilomètres par année et si cette tendance se maintient, la totalité de la population canadienne sera probablement touchée d'ici 12 à 18 ans. Il ne semble pas exister d'obstacle à la propagation du pathogène vers le nord ou vers l'ouest, et il trouvera des conditions propices à sa croissance sur l'ensemble de l'aire de répartition de la chauve-souris toujours indemne aujourd'hui.	

Applicabilité des critères

Critère A (déclin du nombre total d'individus matures) : Correspond au critère de la catégorie « en voie de disparition », A3be, car on s'attend à ce que le nombre d'individus matures diminue de plus de 50 % au cours des 3 prochaines générations (15-30 ans) compte tenu des taux d'infection prévus dans le reste de l'aire de répartition canadienne d'ici 12 à 18 ans, en supposant que ces taux seront semblables à ceux enregistrés dans la portion orientale de l'aire de répartition (déclin de 94 % au sein des populations des gîtes d'hibernation de l'Ontario à la Nouvelle-Écosse. De plus, le *P. destructans* continue de se propager à d'autres sites à l'intérieur de la zone touchée, rien ne semble s'opposer à sa propagation vers le nord et vers l'ouest, et il trouvera des conditions optimales pour sa croissance dans la plupart des zones toujours indemnes de l'aire de répartition. Correspond par ailleurs au sous-critère b (compte tenu du pourcentage de variation de l'abondance dans les gîtes d'hibernation et les colonies de maternité estivales, et des résultats de certains relevés acoustiques), et au sous-critère e (le *P. destructans* est un champignon pathogène probablement originaire d'Europe dont la présence a été signalée pour la première fois en 2006 et dont la propagation a été décrite). Correspond au critère de la catégorie « en voie de disparition », A4abe, étant donné la réduction soupçonnée et inférée de plus de 50 % du nombre d'individus matures au cours de toute période de 3 générations commençant dans le passé et se terminant dans le futur, et le fait que ni la réduction ni ses causes n'ont cessé. Les sous-critères b et e s'appliquent pour les raisons évoquées ci-dessus pour A3, et le sous-critère a découle des résultats des dénombrements directs de chauves-souris infectées ou mortes effectués dans les gîtes d'hibernation. Les sous-critères c et d ne s'appliquent ni pour A3 ni pour A4 en dépit du déclin probable de la superficie de l'habitat causé par l'infection des gîtes d'hibernation par le *P. destructans*, étant donné que la quantification de ce déclin n'a pas servi à inférer le déclin des populations (sous-critère c) et que cette espèce n'est pas exploitée (sous-critère a). Le critère A1 ne s'applique pas puisque les causes du déclin n'ont pas cessé. Le critère A2 ne s'applique pas puisque la proportion de la population canadienne globale de la dernière génération touchée par le SMB reste inconnue.
Critère B (petite aire de répartition, et déclin ou fluctuation) : Ne s'applique pas. La zone d'occurrence et l'indice de zone d'occupation sont supérieurs aux seuils prescrits.
Critère C (nombre d'individus matures peu élevé et en déclin) : Ne s'applique pas. Le nombre total de petites chauves-souris brunes est inconnu, mais est certainement supérieur à 10 000 individus matures.

Critère D (très petite population totale ou répartition restreinte) : Ne s'applique pas. Le nombre total d'individus matures est inconnu, mais supérieur à 1 000, et le nombre de localités est probablement supérieur au seuil prescrit.
Critère E (analyse quantitative) : Ne s'applique pas. Le modèle de viabilité de la population établit la probabilité de disparition de l'espèce à 99 % d'ici 2026 (13 ans) dans le nord-est des États-Unis, mais il n'est pas possible d'extrapoler ces résultats à la situation canadienne puisque ce modèle est construit à partir des données de dynamique des populations recueillies avant l'apparition du SMB chez les chauves-souris du nord-est des États-Unis et qu'il n'existe pas de données sur la dynamique des populations de chauves-souris de l'ouest du Canada.

RÉSUMÉ TECHNIQUE – chauve-souris nordique

Myotis septentrionalis
Chauve-souris nordique — Northern Myotis

Répartition au Canada : Yukon, Territoires du Nord-Ouest, Colombie-Britannique, Alberta, Saskatchewan, Manitoba, Ontario, Québec, Nouveau-Brunswick, Île-du-Prince-Édouard, Nouvelle-Écosse, Terre-Neuve-et-Labrador

Données démographiques

Durée d'une génération *Étendue de valeurs calculée à l'aide de deux méthodes (âge médian des individus reproducteurs et âge moyen de la cohorte des individus reproducteurs).*	5-10 ans (estimation)
Y a-t-il un déclin continu observé du nombre total d'individus matures? *On a fait état de cas de mortalité, de déclins de population ou de nouvelles localités infectées au cours de l'hiver 2012-2013 en Ontario, au Québec, au Nouveau-Brunswick et en Nouvelle-Écosse. Il est prévu que le SMB se propagera vers le nord et vers l'ouest, et que les populations poursuivront leur déclin dans la zone touchée par le syndrome.*	Oui
Pourcentage estimé du déclin continu du nombre total d'individus matures pendant deux générations (10-20 ans). *Il est prévu que le déclin se poursuivra dans la zone touchée par le SMB. Compte tenu du taux de propagation enregistré à ce jour, le reste de l'aire de répartition devrait être infecté d'ici 12 à 15 ans. On prévoit un taux de mortalité uniforme sur l'ensemble de l'aire de répartition.*	Inconnu, mais dépassera probablement 90 %
Pourcentage inféré de la réduction du nombre total d'individus matures au cours des trois dernières générations (15-30 ans). *Quatre-vingt-douze pour cent des populations hibernantes connues en Ontario, au Québec, au Nouveau-Brunswick et en Nouvelle-Écosse ont connu un déclin de 94 % en une génération, ce qui donne à conclure à un déclin de la population canadienne globale supérieur à 50 %. Cependant, on ignore toujours la proportion de la population qui n'est pas touchée, à l'ouest et au nord de l'aire de répartition.*	Inconnu
Pourcentage prévu de la réduction du nombre total d'individus matures au cours des trois prochaines générations (15-30 ans). *Il est prévu que le déclin se poursuivra dans la zone touchée par le SMB. Compte tenu du taux de propagation enregistré à ce jour et en supposant que le taux de mortalité sera uniforme sur l'ensemble de l'aire de répartition, le reste de l'aire de répartition devrait être infecté d'ici 12 à 15 ans.*	Inconnu, mais dépassera probablement 90 %

Pourcentage estimé de la réduction du nombre total d'individus matures au cours de toute période de trois générations commençant dans le passé et se terminant dans le futur. *Déclin de 94 % en moins d'une génération dans l'est de l'aire de répartition, et déclin semblable prévu dans l'ouest et dans le nord à mesure que le SMB se propagera au cours des deux prochaines générations.*	Inconnu, mais dépassera probablement 90 %
Est-ce que les causes du déclin sont clairement réversibles et comprises et ont effectivement cessé? *Le SMB est la cause de la mortalité, et comme aucun traitement n'a été mis au point à ce jour, le déclin devrait se poursuivre puisque les spores du pathogène persistent dans les grottes.*	Les causes sont comprises, mais elles n'ont pas cessé et ne sont pas réversibles (pour le moment).
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures? *Une variation entre les gîtes d'hibernation individuels a été enregistrée, mais aucune fluctuation extrême n'est évidente en ce qui a trait aux populations connues.*	Inconnu, mais improbable

Information sur la répartition

Valeur estimée de la zone d'occurrence. *De Terre-Neuve à la Colombie-Britannique, en passant par le Yukon et les Territoires du Nord-Ouest.*	Zone d'occurrence : non établie, mais très supérieure à 20 000 km^2
Indice de zone d'occupation (IZO) (Fournissez toujours une valeur établie à partir d'une grille à carrés de 2 km de côté). *Historiquement, les lieux spécifiques des gîtes d'hibernation et des colonies de maternité sont réutilisés, mais la plupart de ces sites restent inconnus et la recherche de nourriture en été s'étend sur l'ensemble de l'aire de répartition.*	IZO : non établi, mais très supérieur à 2 000 km^2
La population totale est-elle très fragmentée? *L'aire de répartition est continue, à l'exception possible de l'île de Vancouver et de Terre-Neuve.*	Non
Nombre de localités* *Difficile à déterminer à partir de la présence du SMB puisque la proportion de l'aire de répartition canadienne touchée est actuellement inférieure à 50 %.*	S.O.
Y a-t-il un déclin continu observé de la zone d'occurrence?	Non. La zone d'occurrence paraît stable, malgré le déclin des populations.
Y a-t-il un déclin continu observé de l'indice de la zone d'occupation? *Si la zone d'occupation est définie à partir des gîtes d'hibernation, la plupart de ces derniers deviendront probablement des puits de population à cause de la persistance des spores du champignon.*	Inconnu

Y a-t-il un déclin continu observé du nombre de populations? *Les populations du territoire continental pourraient former une seule et même population. La propagation du SMB donne à conclure à une multiplicité de contacts dans l'est de l'Amérique du Nord, mais l'ampleur des déplacements est-ouest reste inconnue.*	Non. Les populations du territoire continental pourraient former une seule et même population. Les populations insulaires sont peut-être isolées; aucun déclin n'a été observé à ce jour.
Y a-t-il un déclin continu observé du nombre de localités*?	S.O. Voir *Nombre de localités* ci-dessus
Y a-t-il un déclin continu observé de la superficie de l'habitat? *Les gîtes d'hibernation constituent des milieux essentiels à la viabilité de la population, et on a enregistré un déclin dans la plupart des gîtes qui se trouvent à l'intérieur de la zone touchée par le SMB. Les gîtes d'hibernation persistent et servent toujours d'habitat au sens structurel, mais leur contamination persistera probablement puisque les spores du champignon peuvent, semble-t-il, survivre sur les parois des grottes et dans le sol pendant une période de temps inconnue. Ceci pourrait se traduire par un déclin de la superficie de l'habitat puisque le syndrome transforme les gîtes en puits de population.*	Peut-être
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de populations? *Le nombre de sous-populations est inconnu, mais on s'attend à ce que très peu persistent dans l'aire de répartition.*	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de localités*?	S.O. Voir *Nombre de localités* ci-dessus
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de la zone d'occurrence?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de l'indice de zone d'occupation?	Non

Nombre d'individus matures dans chaque population

Population	**N^{bre} d'individus matures (minimum estimé)**
Inconnu. L'espèce est considérée commune dans le centre et l'est du Canada, et moins abondante dans l'ouest. Globalement, la proportion des captures d'individus identifiés à cette espèce réalisées en été ainsi qu'aux sites d'essaimage donne à conclure que la chauve-souris nordique est moins abondante que la petite chauve-souris brune.	
Total	Inconnu, mais probablement supérieur à un million.

Analyse quantitative

La probabilité de disparition de l'espèce de la nature est d'au moins [20 % sur 20 ans ou 5 générations, ou 10 % sur 100 ans]. *La chauve-souris nordique ressemble à la petite chauve-souris brune par sa taille, sa fécondité, sa durée de vie et sa vulnérabilité au SMB. Les modèles pour la petite chauve-souris brune dans le nord-est des*	Aucune effectuée. Les résultats obtenus pour la petite chauve-souris brune (probabilité de disparition du nord-est des États-Unis de 99 %) s'appliquent probablement à la chauve-

* Voir « Définitions et abréviations » sur le site Web du COSEPAC et UICN 2010 (en anglais seulement) pour obtenir des précisions sur ce terme.

États-Unis indiquent une probabilité de disparition fonctionnelle de 99 % d'ici 2026. Si le SMB continue de se propager au rythme actuel (200 à 250 km/a), il pourrait atteindre la limite ouest/nord-ouest de l'aire de répartition d'ici 12 à 15 ans, soit d'ici deux générations (10-20 ans).	souris nordique. Cependant, il n'est pas possible d'extrapoler ces résultats à la situation canadienne à cause du manque de données.

Menaces (réelles ou imminentes pour les populations ou leur habitat)

Le SMB est causé par un champignon pathogène (*Pseudogymnoascus destructans*) probablement originaire d'Europe et dont la présence a été signalée pour la première fois aux États-Unis en 2006, et au Canada, en 2010. On a observé des déclins de populations supérieurs à 90 % dans le nord-est des États-Unis, et un déclin de 94 % de la population totale connue des *Myotis* (*Myotis lucifugus*, *M. septentrionalis*) dans les gîtes d'hibernation de l'Ontario, du Québec, du Nouveau-Brunswick et de la Nouvelle-Écosse. Les contacts qui surviennent pendant la période d'essaimage d'automne et la transmission par les humains contribuent peut-être à la propagation du pathogène dans l'aire de répartition de l'espèce. Le syndrome s'est propagé au rythme annuel moyen de 200 à 250 km jusqu'à maintenant. On prédit que l'infection s'étendra sur l'ensemble de l'aire de répartition canadienne d'ici 12 à 15 ans. D'autres menaces pèsent sur cette chauve-souris, notamment les éoliennes, l'éradication des colonies due aux préoccupations suscitées au sein du public par les risques de transmission de maladies, d'autres conflits et d'autres perturbations.

Immigration de source externe (immigration de l'extérieur du Canada)

Situation des populations de l'extérieur : inscrite sur la liste des espèces en voie de disparition des États-Unis, octobre 2013	
Une immigration a-t-elle été constatée ou est-elle possible? *La chauve-souris nordique est mobile, et certains individus peuvent franchir de 200 à 300 km entre leur gîte d'hibernation et leur aire d'alimentation estivale.*	Probablement
Des individus immigrants seraient-ils adaptés pour survivre au Canada? *Le climat et les sources de nourriture sont semblables à ce que l'on trouve aux États-Unis, mais les immigrants pourraient ne pas être adaptés au* P. destructans.	Oui/non
Y a-t-il suffisamment d'habitat disponible au Canada pour les individus immigrants? *Le nombre de dortoirs et la nourriture ne semblent pas limités, mais les gîtes d'hibernation infectés par le* P. destructans *deviendraient des puits de population.*	Non
La possibilité d'une immigration de populations externes existe-t-elle? *Les populations n'existent qu'au sud du Canada et sont pratiquement disparues dans les États du nord-est des États-Unis; la portion occidentale de l'aire de répartition est probablement elle aussi infectée. Par ailleurs, les immigrants seraient probablement exposés à la contamination dans les gîtes d'hibernation infectés.*	Non

Historique du statut

COSEPAC : Espèce désignée « en voie de disparition » à la suite d'une évaluation d'urgence, le 3 février 2012. Réexamen et confirmation du statut en novembre 2013.

Auteurs du résumé technique : Graham Forbes et Justina Ray

Statut et justification de la désignation :

Statut : En voie de disparition	**Code alphanumérique** : A3be+4abe
Justification de la désignation : Environ 40 % de l'aire de répartition mondiale de l'espèce se trouve au Canada. Les sous-populations de la portion orientale de l'aire de répartition ont été dévastées par le syndrome du museau blanc (SMB), une maladie causée par un champignon pathogène introduit au Canada. Ce syndrome, détecté pour la première fois au Canada en 2010, a jusqu'à ce jour causé une baisse globale de 94 % du nombre connu de chauves-souris du genre *Myotis* qui hibernent en Nouvelle-Écosse, au Nouveau-Brunswick, en Ontario et au Québec, comparativement aux résultats des relevés effectués avant l'arrivée du pathogène. Les modèles établis dans le nord-est des États-Unis pour la petite chauve-souris brune fixent à 99 % la probabilité d'une disparition fonctionnelle d'ici 2026. Or, comme la chauve-souris nordique a un cycle vital similaire à celui de cette espèce, elle subira probablement le même sort. Outre sa tendance à ne se rassembler qu'en groupes relativement peu nombreux dans les gîtes d'hibernation, des données indiquent que cette espèce subit un déclin plus rapide que les autres depuis l'introduction du SMB. La zone touchée par le SMB coïncide avec le tiers environ de l'aire de répartition de la chauve-souris nordique et s'étend à un rythme moyen de 200 à 250 kilomètres par année. Si cette tendance se maintient, la totalité de la population canadienne sera probablement touchée d'ici 12 à 18 ans. Il ne semble pas exister d'obstacle à la propagation du pathogène vers le nord ou vers l'ouest, et il trouvera des conditions propices à sa croissance sur l'ensemble de l'aire de répartition de la chauve-souris toujours indemne aujourd'hui.	

Applicabilité des critères

Critère A (déclin du nombre total d'individus matures) : Correspond au critère de la catégorie « en voie de disparition », A3be, car on s'attend à ce que le nombre d'individus matures diminue de plus de 50 % au cours des 3 prochaines générations (15-30 ans) compte tenu des taux d'infection prévus dans le reste de l'aire de répartition canadienne d'ici 12 à 18 ans, en supposant que ces taux seront semblables à ceux enregistrés dans la portion orientale de l'aire de répartition (déclin de 94 % au sein des populations des gîtes d'hibernation de l'Ontario à la Nouvelle-Écosse. De plus, le *P. destructans* continue de se propager à d'autres sites à l'intérieur de la zone touchée, rien ne semble s'opposer à sa propagation vers le nord et vers l'ouest, et il trouvera des conditions optimales pour sa croissance dans la plupart des zones toujours indemnes de l'aire de répartition. Correspond par ailleurs au sous-critère b (compte tenu du pourcentage de variation de l'abondance dans les gîtes d'hibernation et les colonies de maternité estivales, et des résultats de certains relevés acoustiques), et au sous-critère e (le *P. destructans* est un champignon pathogène probablement originaire d'Europe dont la présence a été signalée pour la première fois en 2006 et dont la propagation a été décrite). Correspond au critère de la catégorie « en voie de disparition », A4abe, étant donné la réduction soupçonnée et inférée de plus de 50 % du nombre d'individus matures au cours de toute période de 3 générations commençant dans le passé et se terminant dans le futur, et le fait que ni la réduction ni ses causes n'ont cessé. Les sous-critères b et e s'appliquent pour les raisons évoquées ci-dessus pour A3, et le sous-critère a découle des résultats des dénombrements directs de chauves-souris infectées ou mortes effectués dans les gîtes d'hibernation. Les sous-critères c et d ne s'appliquent ni pour A3 ni pour A4 en dépit du déclin probable de la superficie de l'habitat causé par l'infection des gîtes d'hibernation par le *P. destructans*, étant donné que la quantification de ce déclin n'a pas servi à inférer le déclin des populations (sous-critère c) et que cette espèce n'est pas exploitée (sous-critère a). Le critère A1 ne s'applique pas puisque les causes du déclin n'ont pas cessé. Le critère A2 ne s'applique pas puisque la proportion de la population canadienne globale de la dernière génération touchée par le SMB reste inconnue.
Critère B (petite aire de répartition, et déclin ou fluctuation) : Ne s'applique pas. La zone d'occurrence et l'indice de zone d'occupation sont supérieurs aux seuils prescrits.
Critère C (nombre d'individus matures peu élevé et en déclin) : Ne s'applique pas. Le nombre total d'individus matures est inconnu, mais certainement supérieur à 10 000.

Critère D (très petite population totale ou répartition restreinte) : Ne s'applique pas. Le nombre total d'individus matures est inconnu, mais supérieur à 1 000, et le nombre de localités est probablement supérieur au seuil prescrit.
Critère E (analyse quantitative) : Ne s'applique pas. Le modèle de viabilité de la population établit la probabilité de disparition de l'espèce à 99 % d'ici 2026 (13 ans) dans le nord-est des États-Unis pour la petite chauve-souris brune. Ces résultats pourraient s'appliquer à la chauve-souris nordique, qui lui ressemble tant par son cycle vital que par sa vulnérabilité au SMB, mais il n'est pas possible d'extrapoler ces résultats à la situation canadienne puisque ce modèle est construit à partir des données de dynamique des populations recueillies avant l'apparition du SMB chez les chauves-souris du nord-est des États-Unis et qu'il n'existe pas de données sur la dynamique des populations de chauves-souris de l'ouest.

RÉSUMÉ TECHNIQUE – pipistrelle de l'Est

Perimyotis subflavus
Pipistrelle de l'Est — Tri-colored Bat
Répartition au Canada : Ontario, Québec, Nouveau-Brunswick et Nouvelle-Écosse

Données démographiques

Durée d'une génération *Étendue de valeurs calculée à l'aide de deux méthodes (âge médian des individus reproducteurs et âge moyen de la cohorte des individus reproducteurs).*	5-7 ans (estimation)
Y a-t-il un déclin continu observé du nombre total d'individus matures? *On a fait état de cas de mortalité, de déclins de population ou de nouvelles localités infectées au cours de l'hiver 2012-2013 au Nouveau-Brunswick et en Nouvelle-Écosse (il y en a probablement eu ailleurs). Il est prévu que les populations poursuivront leur déclin dans la zone touchée par le syndrome.*	Oui
Pourcentage estimé du déclin continu du nombre total d'individus matures pendant deux générations (10-14 ans). *L'aire de répartition canadienne est incluse dans la zone touchée par le SMB et le déclin devrait se poursuivre à mesure que le champignon infecte les gîtes d'hibernation toujours indemnes.*	Inconnu, mais probablement supérieur à 75 %
Pourcentage inféré de la réduction du nombre total d'individus matures au cours des trois dernières générations (15-21 ans). *Déclins totaux de 94 % (Québec) et de 75 % (Nouveau-Brunswick) enregistrés dans les gîtes d'hibernation de l'est. On suppose que les pourcentages sont comparables dans les portions de l'aire de répartition qui ne font pas l'objet d'une surveillance.*	Inconnu, mais probablement supérieur à 75 %
Pourcentage projeté de la réduction du nombre total d'individus matures au cours des trois prochaines générations (15-21 ans). *Des déclins catastrophiques ont déjà été observés et devraient se poursuivre à mesure que le SMB infecte les gîtes d'hibernation toujours indemnes.*	Inconnu, mais probablement supérieur à 90 %
Pourcentage prévu de la réduction du nombre total d'individus matures au cours de toute période de trois générations commençant dans le passé et se terminant dans le futur.	Inconnu, mais probablement supérieur à 75 %
Est-ce que les causes du déclin sont clairement réversibles et comprises et ont effectivement cessé? *Le SMB est la cause de la mortalité, et comme aucun traitement n'a été mis au point à ce jour, le déclin devrait se poursuivre puisque les spores du pathogène persistent dans les grottes.*	Les causes sont comprises, mais elles n'ont pas cessé et ne sont pas réversibles (pour le moment).
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures? *Une variation entre les gîtes d'hibernation individuels a été enregistrée, mais aucune fluctuation extrême n'est évidente en ce qui a trait aux populations connues.*	Inconnu, mais improbable

Information sur la répartition

Valeur estimée de la zone d'occurrence. *De la moitié sud de l'Ontario vers l'est, jusqu'en Nouvelle-Écosse.*	Zone d'occurrence : non établie, mais très supérieure à 20 000 km^2
Indice de zone d'occupation (IZO) (Fournissez toujours une valeur établie à partir d'une grille à carrés de 2 km de côté). *Historiquement, les lieux spécifiques des gîtes d'hibernation et des colonies de maternité sont réutilisés, mais la plupart de ces sites restent inconnus et la recherche de nourriture en été s'étend sur l'ensemble de l'aire de répartition.*	IZO : non établi, mais très supérieur à 2 000 km^2
La population totale est-elle très fragmentée? *La population de la Nouvelle-Écosse pourrait être isolée des autres, mais probablement pas beaucoup.*	Probablement pas
Nombre de localités * *La population canadienne occupe une seule localité, compte tenu du fait que le SMB est devenu rapidement une menace dans l'ensemble de l'aire de répartition de l'espèce.*	1
Y a-t-il un déclin continu observé de la zone d'occurrence?	Non. La zone d'occurrence paraît stable, malgré le déclin des populations.
Y a-t-il un déclin continu observé de l'indice de la zone d'occupation? *Si la zone d'occupation est définie à partir des gîtes d'hibernation, la plupart de ces derniers deviendront probablement des puits de population à cause de la persistance des spores du champignon.*	Inconnu
Y a-t-il un déclin continu observé du nombre de populations? *Nombre de populations inconnu; les chauves-souris de Nouvelle-Écosse pourraient former une sous-population distincte, mais on ignore l'ampleur des déplacements entre les sous-populations réparties de l'Ontario au Nouveau-Brunswick.*	Nombre de sous-populations inconnu
Y a-t-il un déclin continu observé du nombre de localités*? *La population canadienne occupe une seule localité et on s'attend à un très petit nombre de survivants.*	Non

* Voir « Définitions et abréviations » sur le site Web du COSEPAC et UICN 2010 (en anglais seulement) pour obtenir des précisions sur ce terme.

Y a-t-il un déclin continu observé de la superficie de l'habitat? *Les gîtes d'hibernation constituent des milieux essentiels à la viabilité de la population, et on a enregistré un déclin dans la plupart des gîtes qui se trouvent à l'intérieur de la zone touchée par le SMB. Les gîtes d'hibernation persistent et servent toujours d'habitat au sens structurel, mais leur contamination persistera probablement puisque les spores du champignon peuvent, semble-t-il, survivre sur les parois des grottes et dans le sol pendant une période de temps inconnue. Ceci pourrait se traduire par un déclin de la superficie de l'habitat puisque le syndrome transforme les gîtes en puits de population.*	Peut-être
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de populations?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de localités*? *La population canadienne occupe une seule localité.*	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de la zone d'occurrence?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de l'indice de zone d'occupation?	Non

Nombre d'individus matures dans chaque population

Population	**N^{bre} d'individus matures (minimum estimé)**
Inconnu. L'espèce est considérée rare au Québec, au Nouveau-Brunswick et en Nouvelle-Écosse, et rare à peu commune dans certaines parties de l'Ontario. Elle a été observée en nombre limités dans les gîtes d'hibernation de l'ensemble de son aire de répartition. Nombre estimé de femelles en Nouvelle-Écosse : 1 000 à 2 000.	
Total	Inconnu; < 20 000 (?)

Analyse quantitative

La probabilité de disparition de l'espèce de la nature est d'au moins [20 % sur 20 ans ou 5 générations, ou de 10 % sur 100 ans]. *Les résultats des modèles de la petite chauve-souris brune (voir plus haut) laissent conclure à une haute probabilité de disparition fonctionnelle, mais la pipistrelle de l'Est affiche une fécondité plus grande, et les modèles pourraient ne pas s'appliquer.*	Aucune effectuée

Menaces (réelles ou imminentes pour les populations ou les habitats)

Le SMB est causé par un champignon pathogène (*Pseudogymnoascus destructans*) probablement originaire d'Europe et dont la présence a été signalée pour la première fois aux États-Unis en 2006, et au Canada en 2010. Les taux de mortalité de la pipistrelle de l'Est mesurés dans les gîtes d'hibernation infectés atteignent en moyenne 76 % dans le nord-est des États-Unis, après plusieurs années d'exposition. Les déclins estimés dans les gîtes d'hibernation s'établissent à 75 % (Nouveau-Brunswick) et à 94 % (Québec). L'essaimage automnal des chauves-souris contribue probablement à la propagation d'un gîte d'hibernation à l'autre. D'autres menaces pèsent sur cette chauve-souris, notamment les éoliennes, l'éradication des colonies due aux préoccupations suscitées au sein du public par les risques de transmission de maladies, d'autres conflits et d'autres perturbations.

Immigration de source externe (immigration de l'extérieur du Canada)

Situation des populations de l'extérieur : examen en cours aux États-Unis en vue de l'attribution du statut d'espèce en voie de disparition.

Une immigration a-t-elle été constatée ou est-elle possible? *La pipistrelle de l'Est est mobile et peut franchir de grandes distances entre son gîte d'hibernation et son aire d'alimentation estivale.*	Probablement
Des individus immigrants seraient-ils adaptés pour survivre au Canada? *Le climat et les sources de nourriture sont semblables à ce que l'on trouve aux États-Unis, mais les immigrants pourraient ne pas être adaptés au* P. destructans.	Oui/non
Y a-t-il suffisamment d'habitat disponible au Canada pour les individus immigrants? *Le nombre de dortoirs et la nourriture ne semblent pas limités, mais les gîtes d'hibernation infectés par le* P. destructans *deviendraient des puits de population.*	Non
La possibilité d'une immigration de populations externes existe-t-elle? *Les populations n'existent qu'au sud du Canada et sont pratiquement disparues dans les États du nord-est des États-Unis.*	Non

Historique du statut

COSEPAC : Espèce désignée « en voie de disparition » à la suite d'une évaluation d'urgence, le 3 février 2012. Réexamen et confirmation du statut en novembre 2013.

Auteurs du résumé technique : Graham Forbes et Justina Ray

Statut et justification de la désignation:

Statut : En voie de disparition	**Code alphanumérique** : A2abe+3be+4abe
Justification de la désignation : La pipistrelle de l'Est est une des plus petites chauves-souris de l'Est de l'Amérique du Nord. Environ 10 % de son aire de répartition mondiale se trouve au Canada, où elle est en général considérée comme rare. On a mesuré des baisses de plus de 75 % du nombre de chauves-souris de cette espèce qui hibernent au Québec et au Nouveau-Brunswick depuis l'introduction du SMB. Cette maladie fongique est causée par un champignon pathogène envahissant qui a été détecté pour la première fois au Canada en 2010 et qui a entraîné des baisses semblables des populations de la petite chauve-souris brune et de la chauve-souris nordique dans l'est du Canada et le nord-est des États-Unis. L'aire de répartition de l'espèce au Canada coïncide en grande partie avec la zone touchée par le SMB, et sa population devrait poursuivre son déclin à mesure que de nouveaux gîtes d'hibernation deviennent infectés.	

Applicabilité des critères

Critère A (déclin du nombre total d'individus matures) :
Correspond au critère de la catégorie « en voie de disparition », A2abe, étant donné la réduction observée de plus de 50 % du nombre total d'individus matures au cours des 3 dernières générations, réduction dont les causes n'ont pas cessé. Correspond par ailleurs au sous-critère a (à cause des résultats des dénombrements directs de chauves-souris infectées ou mortes effectués dans les gîtes d'hibernation, au sous-critère b (compte tenu du pourcentage de variation de l'abondance dans les gîtes d'hibernation et les colonies de maternité estivales, et des résultats de certains relevés acoustiques), et au sous-critère e (le *P. destructans* est un champignon pathogène probablement originaire d'Europe dont la présence a été signalée pour la première fois en 2006 et dont la propagation a été décrite). Les déclins de 75 et de 94 % des populations des gîtes d'hibernation constatés au Nouveau-Brunswick et au Québec respectivement de 2010 à 2013, et la superposition presque parfaite de la zone touchée par le SMB et de l'aire de

répartition de cette espèce au Canada donnent fortement à penser que la population a déjà subi un déclin de plus de 50 %. Correspond au critère de la catégorie « en voie de disparition », A3be, étant donné la réduction de plus de 50 % du nombre total d'individus matures projetée et soupçonnée au cours des 3 prochaines générations (15-21 ans) fondée sur l'impact continu dans les gîtes d'hibernation infectés et sur l'infection des gîtes indemnes de l'aire de répartition canadienne au cours des 12 à 15 prochaines années, en supposant des taux de mortalité comparables à ceux mesurés jusqu'à maintenant (voir plus haut), et dans le nord-est des États-Unis. Les sous-critères b et e s'appliquent pour les raisons évoquées ci-dessus pour A2. Correspond au critère de la catégorie « en voie de disparition », A4abe, étant donné la réduction soupçonnée et inférée de plus de 50 % du nombre d'individus matures au cours de toute période de 3 générations commençant dans le passé et se terminant dans le futur, et le fait que ni la réduction ni ses causes n'ont cessé. Les sous-critères a, b et e s'appliquent pour les raisons évoquées ci-dessus pour A2. Les sous-critères c et d ne s'appliquent ni pour A2, ni pour A3 ni pour A4 en dépit du déclin probable de la superficie de l'habitat causé par l'infection des gîtes d'hibernation par le *P. destructans,* étant donné que la quantification de ce déclin n'a pas servi à inférer le déclin des populations (sous-critère c) et que cette espèce n'est pas exploitée (sous-critère d). Le sous-critère (a) ne s'applique pas pour A3. Le critère A1 ne s'applique pas puisque les causes du déclin n'ont pas cessé.
Critère B (petite aire de répartition, et déclin ou fluctuation) : Ne s'applique pas. La zone d'occurrence et l'indice de zone d'occupation sont supérieurs aux seuils prescrits.
Critère C (nombre d'individus matures peu élevé et en déclin) : Ne s'applique pas. Même si 95 % de tous les individus matures font partie d'une seule et même population au Canada et si le déclin est continu, le nombre total d'individus matures, bien qu'inconnu, est probablement supérieur à 10 000.
Critère D (très petite population totale ou répartition restreinte) : Correspond au critère de la catégorie « menacé », D2, puisque le nombre de localités est inférieur à 5 et que le SMB semble être le facteur unique qui a causé en peu de temps le déclin de la population sur l'ensemble de l'aire de répartition canadienne de l'espèce. D1 ne s'applique pas puisque le nombre total d'individus matures, bien qu'inconnu, dépasse certainement 1 000.
Critère E (analyse quantitative) : Ne s'applique pas.

PRÉFACE

En octobre 2011, la province de la Nouvelle-Écosse a réclamé une évaluation d'urgence de la situation de trois espèces de chauves-souris : la petite chauve-souris brune (*Myotis lucifugus*), la chauve-souris nordique (*M. septentrionalis*) et la pipistrelle de l'Est (*Perimyotis subflavus*). Cette demande faisait suite aux préoccupations suscitées par les taux de mortalité causés par le syndrome du museau blanc (SMB) chez diverses espèces de chauves-souris du nord-est des États-Unis depuis 2006, le taux de propagation de cette maladie, et son apparition confirmée en Nouvelle-Écosse, au Nouveau-Brunswick, au Québec et en Ontario. Le SMB est causé par un champignon, le *Pseudogymnoascus destructans* (anciennement appelé *Geomyces destructans*). En novembre 2011, le président du COSEPAC a décidé d'acquiescer à cette demande, et G. Forbes, coprésident du Sous-comité des mammifères terrestres, a préparé un résumé des données justifiant la déclaration d'une situation d'urgence. Un sous-comité des évaluations d'urgence s'est réuni en février 2012 et a recommandé de désigner les trois espèces de chauves-souris susnommées comme étant « en voie de disparition », recommandation qui a été transmise au ministre de l'Environnement par le président du COSEPAC.

Cette recommandation a été justifiée comme suit : 1) les trois espèces en question ont subi un déclin catastrophique de leurs populations dans le nord-est des États-Unis, et l'évolution de la situation au Canada donne à penser que les populations canadiennes pourraient subir le même sort; 2) un modèle de population élaboré pour la petite chauve-souris brune (également jugé applicable pour la chauve-souris nordique et la pipistrelle de l'Est), prédit la disparition fonctionnelle de cette espèce (moins de 1 % de la population actuelle) d'ici 2026 dans la région du nord-est; 3) le taux prévu de propagation du syndrome est assez rapide pour toucher plus de 50 % de la population canadienne en trois générations. Les critères de désignation établis pour les trois espèces étaient les suivants : A3bce, A4bce et E.

Conformément à sa politique, le COSEPAC a demandé à son Sous-comité des mammifères terrestres de procéder à une évaluation d'urgence et de rédiger ensuite un rapport de situation complet sur la situation des trois espèces. La *Loi sur les espèces en péril* exige la préparation d'un rapport de situation et une réévaluation de la situation d'une espèce dans l'année qui suit la décision du Ministre d'émettre un décret d'urgence pour inscrire cette espèce à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril*. Cette décision n'avait pas encore été prise lorsque le COSEPAC a procédé à son évaluation, en novembre 2013. Les trois espèces font l'objet d'un seul rapport de situation parce qu'elles se ressemblent du point de vue biologique et qu'elles sont toutes également menacées par le SMB.

HISTORIQUE DU COSEPAC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a été créé en 1977, à la suite d'une recommandation faite en 1976 lors de la Conférence fédérale-provinciale sur la faune. Le Comité a été créé pour satisfaire au besoin d'une classification nationale des espèces sauvages en péril qui soit unique et officielle et qui repose sur un fondement scientifique solide. En 1978, le COSEPAC (alors appelé Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada) désignait ses premières espèces et produisait sa première liste des espèces en péril au Canada. En vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) promulguée le 5 juin 2003, le COSEPAC est un comité consultatif qui doit faire en sorte que les espèces continuent d'être évaluées selon un processus scientifique rigoureux et indépendant.

MANDAT DU COSEPAC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) évalue la situation, au niveau national, des espèces, des sous-espèces, des variétés ou d'autres unités désignables qui sont considérées comme étant en péril au Canada. Les désignations peuvent être attribuées aux espèces indigènes comprises dans les groupes taxinomiques suivants : mammifères, oiseaux, reptiles, amphibiens, poissons, arthropodes, mollusques, plantes vasculaires, mousses et lichens.

COMPOSITION DU COSEPAC

Le COSEPAC est composé de membres de chacun des organismes responsable des espèces sauvages des gouvernements provinciaux et territoriaux, de quatre organismes fédéraux (le Service canadien de la faune, l'Agence Parcs Canada, le ministère des Pêches et des Océans et le Partenariat fédéral d'information sur la biodiversité, lequel est présidé par le Musée canadien de la nature), de trois membres scientifiques non gouvernementaux et des coprésidents des sous-comités de spécialistes des espèces et du sous-comité des connaissances traditionnelles autochtones. Le Comité se réunit au moins une fois par année pour étudier les rapports de situation des espèces candidates.

DÉFINITIONS
(2013)

Espèce sauvage	Espèce, sous-espèce, variété ou population géographiquement ou génétiquement distincte d'animal, de plante ou d'un autre organisme d'origine sauvage (sauf une bactérie ou un virus) qui est soit indigène du Canada ou qui s'est propagée au Canada sans intervention humaine et y est présente depuis au moins cinquante ans.
Disparue (D)	Espèce sauvage qui n'existe plus.
Disparue du pays (DP)	Espèce sauvage qui n'existe plus à l'état sauvage au Canada, mais qui est présente ailleurs.
En voie de disparition (VD)*	Espèce sauvage exposée à une disparition de la planète ou à une disparition du pays imminente.
Menacée (M)	Espèce sauvage susceptible de devenir en voie de disparition si les facteurs limitants ne sont pas renversés.
Préoccupante (P)**	Espèce sauvage qui peut devenir une espèce menacée ou en voie de disparition en raison de l'effet cumulatif de ses caractéristiques biologiques et des menaces reconnues qui pèsent sur elle.
Non en péril (NEP)***	Espèce sauvage qui a été évaluée et jugée comme ne risquant pas de disparaître étant donné les circonstances actuelles.
Données insuffisantes (DI)****	Une catégorie qui s'applique lorsque l'information disponible est insuffisante (a) pour déterminer l'admissibilité d'une espèce à l'évaluation ou (b) pour permettre une évaluation du risque de disparition de l'espèce.

* Appelée « espèce disparue du Canada » jusqu'en 2003.

** Appelée « espèce en danger de disparition » jusqu'en 2000.

*** Appelée « espèce rare » jusqu'en 1990, puis « espèce vulnérable » de 1990 à 1999.

**** Autrefois « aucune catégorie » ou « aucune désignation nécessaire ».

***** Catégorie « DSIDD » (données insuffisantes pour donner une désignation) jusqu'en 1994, puis « indéterminé » de 1994 à 1999. Définition de la catégorie (DI) révisée en 2006.

Environnement Canada | Environment Canada
Service canadien de la faune | Canadian Wildlife Service

Canada

Le Service canadien de la faune d'Environnement Canada assure un appui administratif et financier complet au Secrétariat du COSEPAC.

Rapport de situation du COSEPAC

sur la

Petite chauve-souris brune
Myotis lucifugus

Chauve-souris nordique
Myotis septentrionalis

Pipistrelle de l'Est
Perimyotis subflavus

au Canada

2013

TABLE DES MATIÈRES

DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE 6
Nom et Classification 6
Description morphologique 6
Structure spatiale des populations 8
Unités désignables 9
Importance 10
RÉPARTITION 11
Aire de répartition mondiale 11
Aire de répartition canadienne 16
Activités de recherche 17
HABITAT 19
Besoins en matière d'habitat 19
Tendances en matière d'habitat 23
BIOLOGIE 24
Généralités 24
Cycle vital et reproduction 24
Durée d'une génération 26
Physiologie 28
Adaptabilité 29
Relations interspécifiques 29
Déplacements et dispersion 30
TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS 33
Activités et méthodes d'échantillonnage 33
Abondance 35
Fluctuations et tendances 39
Immigration de source externe 56
FACTEURS LIMITATIFS ET MENACES 57
Nombre de localités 57
Syndrome du museau blanc 58
Parcs d'éoliennes 67
Éradication des colonies 70
Perturbation des chauves-souris hibernantes 71
Perte d'habitat 72
Contaminants chimiques 73
Autres menaces 73
PROTECTION, STATUTS ET CLASSEMENTS 74
Statuts et protection juridiques 74
Statuts et classements non juridiques 75
Protection et propriété de l'habitat 78
REMERCIEMENTS ET EXPERTS CONTACTÉS 79
SOURCES D'INFORMATION 83
SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DU RÉDACTEUR DU RAPPORT 102
COLLECTIONS EXAMINÉES 102

Liste des figures

Figure 1. Illustrations des trois espèces de chauves-souris. De gauche à droite, dans le sens des aiguilles d'une montre : *Myotis lucifugus* (spécimen mort montrant les signes du SMB sur le museau, les oreilles et les ailes; grotte Berryton, Nouveau-Brunswick); *Myotis septentrionalis* (montrant des signes du SMB sur l'avant-bras; Lac Charlotte, Nouvelle-Écosse); *Perimyotis subflavus* (grotte Hayes, Nouvelle-Écosse). Noter les oreilles allongées et les tragus lancéolés typiques de la chauve-souris nordique. (Photographies : *M. lucifugus*; K. Vanderwolf; *M. septentrionalis* et *P. subflavus*; H. Broders).. 7

Figure 2. Aire de répartition approximative de la petite chauve-souris brune et du syndrome du museau blanc en août 2013. Voir le texte pour en savoir plus sur la répartition de cette espèce. Certaines observations effectuées dans les T.N.-O. et au Nunavut (marquées d'un « ? ») sont probables, mais non confirmées, ou pourraient trahir des cas extralimites. L'aire de répartition du SMB englobe les endroits où la présence du *Pseudogymnoascus destructans* a été confirmée et ceux où on a observé des caractéristiques cliniques du syndrome (voir figure 5; National Wildlife Health Center, 2013). (Carte créée par J. Wu, Secrétariat du COSEPAC)..... 12

Figure 3. Aire de répartition approximative de la chauve-souris nordique et du syndrome du museau blanc en août 2013. Voir le texte pour en savoir plus sur la répartition de cette espèce. L'aire de répartition du SMB englobe les endroits où la présence du *Pseudogymnoascus destructans* a été confirmée et ceux où on a observé des caractéristiques cliniques du syndrome (voir figure 5; National Wildlife Health Center, 2013). (Carte créée par J. Wu, Secrétariat du COSEPAC). 13

Figure 4. Aire de répartition approximative de la pipistrelle de l'Est et du syndrome du museau blanc en août 2013. Voir le texte pour en savoir plus sur la répartition de cette espèce. L'aire de répartition du SMB englobe les endroits où la présence du *Pseudogymnoascus destructans* a été confirmée et ceux où on a observé des caractéristiques cliniques du syndrome (voir figure 5; National Wildlife Health Center, 2013). Les points d'interrogation indiquent les endroits où le statut de l'espèce est incertain. (Carte créée par J. Wu, Secrétariat du COSEPAC). 14

Figure 5. Emplacements des cas confirmés ou soupçonnés du syndrome du museau blanc en Amérique du Nord, en date de septembre 2013. Les cas soupçonnés sont ceux où les tests de dépistage du *Pseudogymnoascus destructans* ont donné des résultats positifs; les cas confirmés sont ceux où la mort de chauves-souris a été constatée. Le premier cas (indiqué par le cercle) a été observé à Albany, dans l'État de New York, en février 2006. Un cas soupçonné en Oklahoma se trouve à 2 400 km de cet épicentre. La présence du *P. destructans* a été confirmée dans le nord-est du Minnesota, près de la frontière canadienne, en 2012. (Source : National Wildlife Health Center 2013). 15

Liste des tableaux

Tableau 1. Abondance de la petite chauve-souris brune dans les gîtes d'hibernation du nord-est des États-Unis exposés depuis au moins deux ans au syndrome du museau blanc, en 2011. Adapté de Turner *et al.*, 2011, sauf pour les données du Maryland (D. Feller, comm. pers.). 41

Tableau 2. Comparaison des indices d'abondance de la petite chauve-souris brune, établis par diverses méthodes à l'extérieur des périodes d'hibernation dans le nord-est des États-Unis, avant ou au début de l'infection par le syndrome du museau blanc, et plusieurs années après l'apparition du syndrome. Les méthodes d'étude sont décrites dans les articles cités en référence..... 42

Tableau 3. Abondance des *Myotis* présents dans l'ensemble des gîtes d'hibernation ontariens qui ont fait l'objet de relevés avant et après l'apparition du syndrome du museau blanc (SMB). Le syndrome a été découvert pour la première fois en Ontario en hiver 2009-2010. Données fournies gracieusement par L. Hale (OMNR)..... 44

Tableau 4. Abondance des petites chauves-souris brunes dans l'ensemble des gîtes d'hibernation québécois qui ont fait l'objet de relevés avant et après l'apparition du syndrome du museau blanc (SMB). Tous les gîtes se trouvent à l'intérieur de la zone touchée par le SMB. Le syndrome a été découvert pour la première fois au Québec en hiver 2009-2010. (Source : Mainguy *et al.*, 2011; J. Mainguy et A. Simard, comm. pers.)..... 45

Tableau 5. Abondance des *Myotis* dans l'ensemble des gîtes d'hibernation du Nouveau-Brunswick qui ont fait l'objet de relevés avant et après l'apparition du syndrome du museau blanc (SMB). Le SMB a été détecté pour la première fois dans cette province à la fin de l'hiver 2010-2011 (mars). Données fournies gracieusement par D. McAlpine et K. Vanderwolf (Musée du Nouveau-Brunswick). 46

Tableau 6. Abondance des *Myotis* dans l'ensemble des gîtes d'hibernation de la Nouvelle-Écosse qui ont fait l'objet de relevés avant et après l'apparition du syndrome du museau blanc (SMB). Le SMB a été détecté pour la première fois dans cette province à la fin de l'hiver 2011-2012. Données fournies gracieusement par H. Broders (St. Mary's University). 47

Tableau 7. Abondance de la petite chauve-souris brune dans l'ensemble des colonies de maternité de l'Ontario qui ont fait l'objet de relevés avant et après l'apparition du syndrome du museau blanc (SMB). Le SMB a été détecté pour la première fois dans cette province à la fin de l'hiver 2009-2010. Données fournies gracieusement par L. Hale (OMNR)..... 48

Tableau 8. Abondance de la petite chauve-souris brune dans l'ensemble des colonies de maternité du Québec qui ont fait l'objet de relevés avant et après l'apparition du syndrome du museau blanc (SMB). Le SMB a été détecté pour la première fois dans cette province à la fin de l'hiver 2009-2010. Données fournies gracieusement par A. Simard. 49

Tableau 9. Abondance de la chauve-souris nordique dans les gîtes d'hibernation du nord-est des États-Unis exposés depuis au moins deux ans au syndrome du museau blanc, en 2011. Adapté de Turner *et al.*, 2011, sauf pour les données du Maryland (D. Feller, comm. pers.). 50

Tableau 10. Comparaison des indices d'abondance de la chauve-souris nordique, établis par diverses méthodes à l'extérieur des périodes d'hibernation dans le nord-est des États-Unis, avant ou au début de l'infection par le syndrome du museau blanc, et plusieurs années après l'apparition du syndrome. 50

Tableau 11. Abondance des chauves-souris nordiques dans l'ensemble des gîtes d'hibernation québécois qui ont fait l'objet de relevés avant et après l'apparition du syndrome du museau blanc (SMB). Tous les gîtes se trouvent à l'intérieur de la zone touchée par le SMB. Le syndrome a été découvert pour la première fois au Québec en hiver 2009-2010. (Source : Mainguy *et al.*, 2011; J. Mainguy, comm. pers., 2012)..... 52

Tableau 12. Abondance de la pipistrelle de l'Est dans les gîtes d'hibernation du nord-est des États-Unis exposés depuis au moins deux ans au syndrome du museau blanc, en 2011. Adapté de Turner *et al.*, 2011, sauf pour les données du Maryland (D. Feller, comm. pers.). 53

Tableau 13. Comparaison des indices d'abondance de la pipistrelle de l'Est, établis par diverses méthodes à l'extérieur des périodes d'hibernation dans le nord-est des États-Unis, avant ou au début de l'infection par le syndrome du museau blanc, et plusieurs années après l'apparition du syndrome..... 54

Tableau 14. Classement infranational de NatureServe pour les territoires de compétence où la présence du syndrome du museau blanc est soupçonnée ou confirmée, accompagné d'observations sur les changements apportés aux statuts en date de mars 2013. Le classement est fondé sur NatureServe Explorer (2013) et sur la correspondance avec les gestionnaires de bases de données, 2012. Définitions des cotes : 1 = Gravement en péril; 2 = En péril; 3 = Vulnérable; 4 = Apparemment non en péril; 5 = Non à risque; SNR = Non classée; SU = Inclassable; B = Population reproductrice; N = Population non reproductrice..... 76

Tableau 15. Classement infranational de NatureServe pour les territoires de compétence où la présence du syndrome du museau blanc n'a pas été signalée (ni soupçonnée, ni confirmée). Le classement est fondé sur NatureServe Explorer (2013) et sur la correspondance avec les gestionnaires de bases de données, 2012 (voir le tableau 13 pour une définition des cotes). 77

Liste des annexes

Annexe 1. Enjeux liés à la collecte des données 103

DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE

Nom et Classification

Classe : Mammifères

Ordre : Chiroptères

Famille : Vespertilionidés

Nom scientifique : *Myotis lucifugus* (LeConte 1831)

Nom scientifique : *Myotis septentrionalis* (Trouessart 1897)

Nom scientifique : *Perimyotis subflavus* (Cuvier 1832)

Nom communs :

Pour le *M. lucifugus* : petite chauve-souris brune (en français); Little Brown Myotis ou Little Brown Bat (en anglais). Pour le *M. septentrionalis* : chauve-souris nordique (en français); Northern Myotis, Northern Long-eared Myotis ou Northern Long-eared Bat (en anglais). Pour le *P. subflavus* : pipistrelle de l'Est (en français); Tri-colored Bat ou Eastern Pipistrelle (en anglais).

La petite chauve-souris brune est une espèce reconnue depuis plus d'un siècle. La chauve-souris nordique était autrefois considérée comme une sous-espèce du *M. keenii* (van Zyll de Jong, 1979), mais les deux espèces se distinguent par de nombreuses caractéristiques morphologiques, et leurs aires de répartition ne coïncident pas; la chauve-souris nordique est désormais reconnue comme une espèce distincte (Wilson et Reeder, 2005). Le *Perimyotis subflavus* était autrefois appelé *Pipistrellus subflavus,* mais des travaux taxinomiques ont dévoilé l'existence de différences morphologiques et génotypiques importantes entre ce taxon et les membres du genre *Pipistrellus* européen, conduisant ainsi les scientifiques à lui attribuer un nouveau nom de genre (Hoofer *et al.,* 2006).

Description morphologique

Les trois chauves-souris (figure 1) sont des espèces de petite taille typiques de la famille des Vespertilionidés, les chauves-souris au museau de souris. Nous décrivons ci-dessous ces espèces en utilisant leurs caractéristiques externes et les mesures effectuées sur des spécimens canadiens (van Zyll de Jong, 1985) :

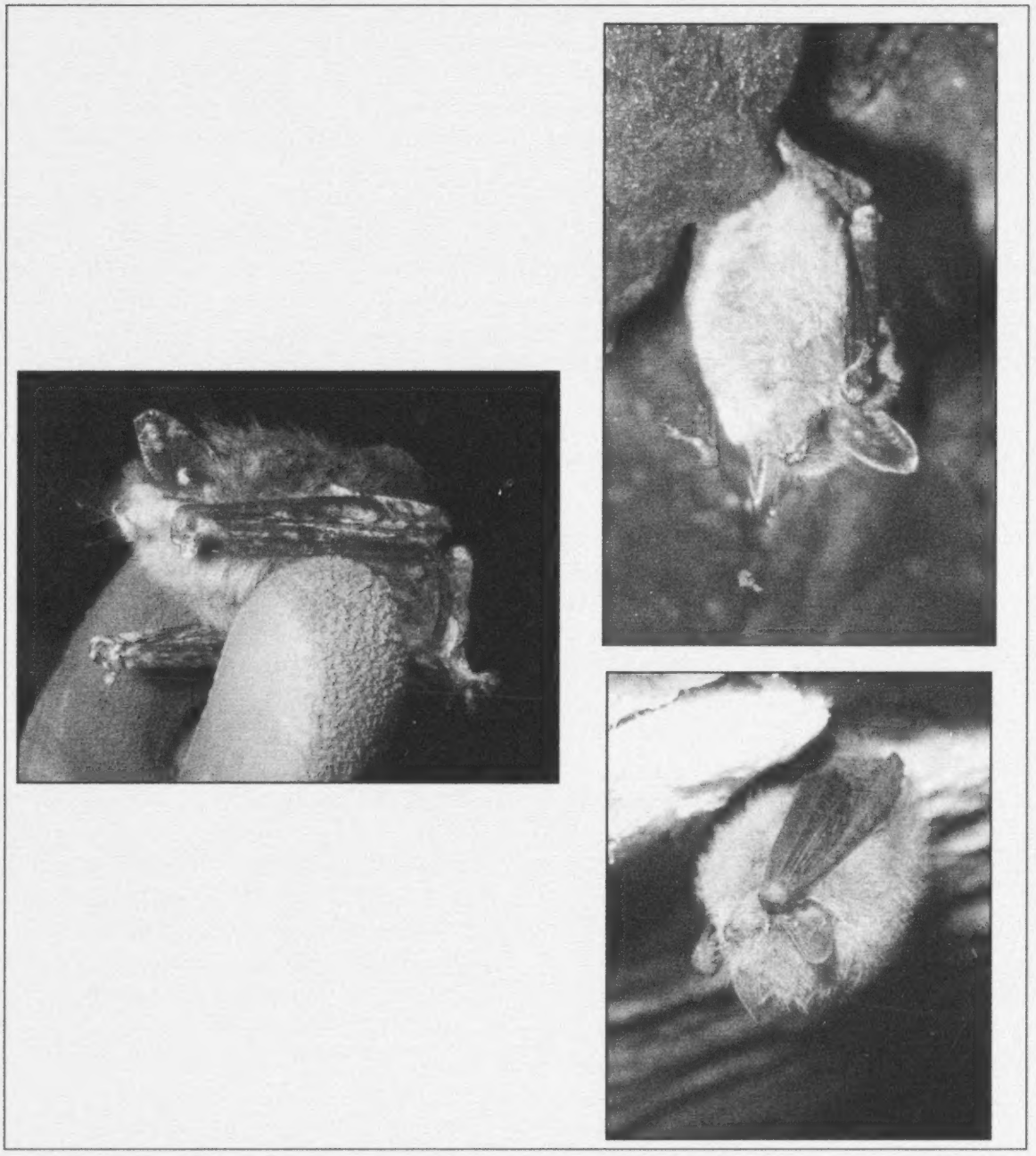


Figure 1. Illustrations des trois espèces de chauves-souris. De gauche à droite, dans le sens des aiguilles d'une montre : *Myotis lucifugus* (spécimen mort montrant les signes du SMB sur le museau, les oreilles et les ailes; grotte Berryton, Nouveau-Brunswick); *Myotis septentrionalis* (montrant des signes du SMB sur l'avant-bras; Lac Charlotte, Nouvelle-Écosse); *Perimyotis subflavus* (grotte Hayes, Nouvelle-Écosse). Noter les oreilles allongées et les tragus lancéolés typiques de la chauve-souris nordique. (Photographies : *M. lucifugus*; K. Vanderwolf; *M. septentrionalis* et *P. subflavus*; H. Broders).

Myotis lucifugus :

Chauve-souris de taille petite à moyenne (poids moyen : 7,9 g; étendue : 5,5 à 11,0 g; envergure : 22 à 27 cm), au pelage brun. Tragus court et arrondi (Fenton et Barclay, 1980; van Zyll de Jong, 1985).

Myotis septentrionalis :

Espèce très semblable à la petite chauve-souris brune par la couleur et par la taille (poids moyen : 7,4 g; étendue : 4,3 à 10,8 g; envergure : 23 à 26 cm), mais qui s'en distingue par ses tragus longs et lancéolés et par ses oreilles longues qui recouvrent le museau lorsqu'on les rabat vers l'avant (van Zyll de Jong, 1985; Caceres et Barclay, 2000).

Perimyotis subflavus :

Chauve-souris de petite taille (poids moyen : 6,9 g; étendue : 6 à 7,9 g; envergure : 20 à 26 cm), identifiable à l'état adulte à son pelage tricolore caractéristique.

Structure spatiale des populations

Les populations de la petite chauve-souris brune (Dixon, 2011) et de la chauve-souris nordique (Arnold, 2007) présentent une structure génétique floue, probablement à cause de leur grande mobilité (déplacements saisonniers de plusieurs centaines de kilomètres; voir **Déplacements et dispersion**) et de l'essaimage qui rassemble chaque automne en des lieux particuliers des individus venus parfois de loin pour s'accoupler (Fenton, 1969). Dans ces conditions, la seule structure possible pourrait découler d'une tendance possible des femelles à retourner chaque année à la colonie de maternité où elles sont nées (philopatrie). Les analyses génétiques des loci microsatellites des femelles de la chauve-souris nordique laissent deviner l'existence d'une structure de population locale, ce qui donne à penser que la dispersion est plus importante chez les mâles (Arnold, 2007). La philopatrie n'est pas bien comprise puisque certaines femelles se déplacent entre les colonies de maternité d'une année à l'autre et au cours d'une même année (Watt et Fenton, 2008; Dixon, 2011).

Les pipistrelles de l'Est femelles affichent elles aussi chaque année une philopatrie aux colonies de maternité (Griffin, 1934; Veilleux et Veilleux, 2004), et présentent, semble-t-il, une structure génétique de population semblable à celle de la petite chauve-souris brune. Il n'existe pas de données publiées sur la structure génétique des populations de pipistrelle de l'Est.

Unités désignables

Myotis lucifugus :

La taxinomie du *Myotis lucifugus* dans l'ouest du Canada et des États-Unis fait l'objet d'un débat. Quatre des six sous-espèces reconnues par van Zyll de Jong (1985) se rencontrent au Canada. Le *Myotis l. lucifugus* se rencontre de Terre-Neuve à la Colombie-Britannique, et jusque dans l'est du Yukon, tandis que le *M. l. alascensis* ne se trouve qu'en Colombie-Britannique et dans l'ouest du Yukon (Lausen *et al.*, 2008; T. Dewey et B. Slough, données inédites). Le *M. l. carissima* se rencontre dans la région de l'Okanagan (C.-B.), et le *M. l. pernox* dans les Rocheuses. La désignation des sous-espèces est fondée sur la taille (principalement la longueur de l'avant-bras) et sur la couleur du pelage. Des analyses plus récentes fondées sur les caractéristiques génétiques ont conduit les chercheurs à s'interroger sur la taxinomie des petites chauves-souris brunes de l'ouest du Canada et à se demander si elles forment une sous-espèce, ou même une espèce distincte. Des études préliminaires de la génétique des populations de la petite chauve-souris brune réalisées de part et d'autre de la ligne continentale de partage des eaux dans les Rocheuses ont laissé deviner la présence d'une structure génétique de population (Russel *et al.*, 2012) qui expliquerait l'existence de certaines différences morphologiques (p. ex., différence importante de la longueur de l'avant-bras des chauves-souris de l'est et de l'ouest des Rocheuses; C. Lausen; données inédites). Des analyses fondées sur l'ADNmt ont donné à penser que les quatre sous-espèces occidentales pourraient être des espèces distinctes (Carstens et Dewey, 2010; Dewey, 2006). On a aussi suggéré que la sous-espèce *M. l. alascencis* de Colombie-Britannique et d'Alaska pourrait être une espèce distincte (ADFG, 2013). Cependant, Lausen *et al.* (2008) ont indiqué que l'utilisation de l'ADNmt pour distinguer les sous-espèces de ce groupe posait des difficultés, et ont même conclu, en s'appuyant sur des analyses de l'ADN nucléaire, que le statut de sous-espèce attribué au *M. l. carissima* n'était pas valide. Ces chercheurs ont également mis en doute la validité d'autres sous-espèces en déterminant que les haplotypes d'une de ces sous-espèces — le *M. l. lucifugus* — se situaient à l'intérieur de la plage des valeurs des autres sous-espèces (Carstens et Dewey, 2010; Dewey, 2006). De plus, les différences de pelage observées entre les sous-espèces présumées n'étaient pas cohérentes.

En conclusion, malgré les différences morphologiques et génotypiques qu'elles affichent, il est peu probable que les chauves-souris qui se trouvent dans l'aire de répartition occidentale de la petite chauve-souris brune forment des unités désignables (UD) distinctes étant donné qu'on n'a pas réussi à en démontrer la spécificité. Cette conclusion vaut également pour les chauves-souris de l'est du Canada. Des analyses génétiques sont en cours à Terre-Neuve-et-Labrador (B. Rodrigues, comm. pers.), mais on ignore toujours si la petite chauve-souris brune (et la chauve-souris nordique) qui s'observe dans cette région forme une espèce isolée et distincte. La répartition de la petite chauve-souris brune au Canada est continue (en excluant peut-être Terre-Neuve), et faute de conclusions claires concernant la taxinomie de l'espèce dans l'ouest du Canada et à Terre-Neuve, et d'une confirmation de la spécificité et de

l'importance des sous-espèces, le rapport opte pour la reconnaissance d'une seule unité désignable.

Myotis septentrionalis :

Les recherches sur la taxinomie du *Myotis septentrionalis* sont limitées. Aucune sous-espèce canadienne n'est reconnue (van Zyll de Jong, 1985). Il n'existe pas d'obstacle apparent aux déplacements des sous-populations au Canada. La chauve-souris nordique ne compte au Canada qu'une seule unité désignable.

Perimyotis subflavus :

La population canadienne appartient à la sous-espèce *P. s. subflavus* (van Zyll de Jong, 1985). Il est possible que les pipistrelles de l'Est présentes en Nouvelle-Écosse constituent une population distincte (Broders *et al.*, 2003) et qu'elles forment une sous-espèce en raison de leurs différences morphométriques (Hunyh, 2010, H. Broders, données inédites), notamment leur taille moyenne plus grande (Poissant et Broders, 2008). Cependant, les analyses génétiques n'ont pas permis de confirmer la spécificité des membres de cette population (Hunyh, 2010), et de plus amples travaux seront requis pour le faire. De plus, l'isolation n'a pas été confirmée. On propose de ne reconnaître qu'une seule unité désignable pour cette espèce.

Importance

Le public affiche une attitude ambivalente vis-à-vis des chauves-souris. Le mystère qui entoure les activités nocturnes de ces animaux ainsi que leur rôle dans la transmission de maladies comme la rage ou l'histoplasmose entretiennent la méfiance à leur endroit. Par contre, les gens apprécient le rôle qu'elles jouent dans la régulation des populations d'insectes jugés nuisibles aux forêts, à l'agriculture et à la santé humaine. La petite chauve-souris brune peut consommer chaque nuit de 4 à 8 g d'insectes (Anthony et Kunz 1977; Kurta *et al.*, 1989), et la disparition d'un million de chauves-souris entraînerait une baisse de la consommation annuelle possible de 660 à 1 320 tonnes métriques d'insectes (Boyles *et al.*, 2011). Or, selon les plus récentes estimations, le syndrome du museau blanc (SMB) aurait entraîné la disparition d'au moins 5,7 millions de chauves-souris (voir **Taille et tendances des populations** et **Facteurs limitatifs et menaces**), ce qui équivaudrait à une réduction de la consommation annuelle d'insectes de 3 762 à 7 523 tonnes métriques. Des études ont montré que le déclin des populations de chauves-souris aurait conduit à une augmentation des populations de certaines espèces d'insectes (Wilson et Barclay, 2006; Kalka *et al.*, 2008; Williams-Guillen *et al.*, 2008). Cependant, il est difficile d'établir un rapport entre les populations de chauves-souris et les populations d'insectes à l'échelle régionale puisque ces études de portée limitée ne permettent pas de mesurer la réaction (compensation ou addition) des populations d'insectes face à la prédation exercée par les chauves-souris. Si cette prédation était un facteur limitatif, la disparition des chauves-souris entraînerait une augmentation des populations d'insectes.

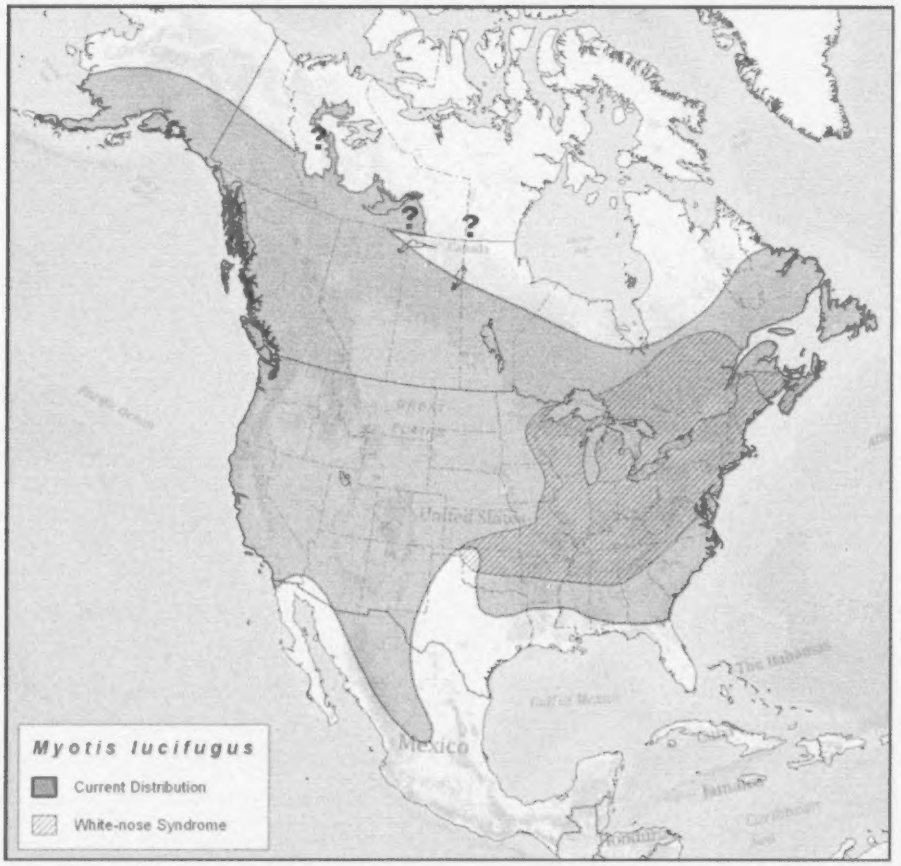
La valeur économique des chauves-souris a été estimée à partir de ce qu'il en coûterait aux agriculteurs pour éliminer par leurs propres moyens les insectes nuisibles normalement dévorés par les chauves-souris. Des travaux effectués au Texas sur la consommation de divers insectes nuisibles aux cultures par le molosse du Brésil (*Tadarida brasiliensis)* ont permis de calculer que les agriculteurs devraient consacrer une somme supplémentaire d'environ 22,9 milliards de dollars américains par année à la lutte contre les insectes si toutes les chauves-souris insectivores venaient à disparaître (Cleveland *et al.,* 2006; Boyles *et al.,* 2011). On ignore dans quelle mesure il est possible d'extrapoler les conclusions de ces études aux effets que peuvent avoir les petites espèces de *Myotis* dans le nord-est de l'Amérique du Nord. L'incidence des chauves-souris sur l'industrie forestière est inconnue, mais nous savons que de nombreuses espèces de lépidoptères nuisibles sont la proie des chauves-souris (p. ex., la tordeuse des bourgeons de l'épinette, *Choristoneura* spp.) (Wilson et Barclay, 2006), et qu'une réduction de la prédation exercée par les chauves-souris pourrait entraîner une réduction de la production de bois. Les incidences sur la société et sur l'environnement d'une augmentation de l'utilisation des pesticides (p. ex., effets sur la qualité de l'eau et sur la santé humaine et conflits) entraîneraient également des coûts supplémentaires. Le rôle joué par les chauves-souris dans la réduction des maladies transmises par les moustiques (p. ex., le virus du Nil occidental) reste inconnu.

RÉPARTITION

Aire de répartition mondiale

Myotis lucifugus :

L'aire de répartition de cette espèce englobe une majeure partie de l'Amérique du Nord, ainsi que la chaîne du Sierra Nevada (Mexique) et une partie de l'Alaska (figure 2). Cette chauve-souris est rare dans la plus grande partie du Texas et de la Floride, ainsi qu'au nord de la limite des arbres au Canada et en Alaska (van Zyll de Jong, 1985).

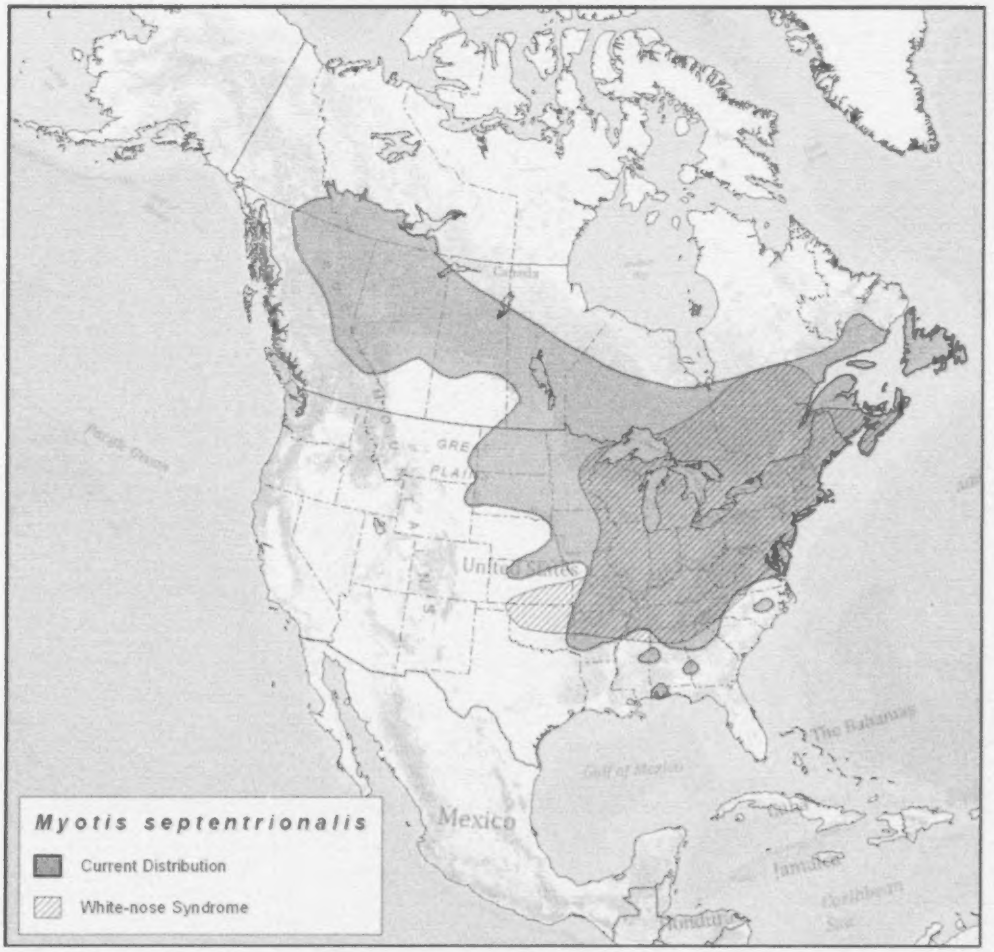


Veuillez voir la traduction française ci-dessous :
Myotis lucifugus = Myotis lucifugus
Current Distribution = Aire de répartition actuelle
White-nose Syndrome = Syndrome du museau blanc

Figure 2. Aire de répartition approximative de la petite chauve-souris brune et du syndrome du museau blanc en août 2013. Voir le texte pour en savoir plus sur la répartition de cette espèce. Certaines observations effectuées dans les T.N.-O. et au Nunavut (marquées d'un « ? ») sont probables, mais non confirmées, ou pourraient trahir des cas extralimites. L'aire de répartition du SMB englobe les endroits où la présence du *Pseudogymnoascus destructans* a été confirmée et ceux où on a observé des caractéristiques cliniques du syndrome (voir figure 5; National Wildlife Health Center, 2013). (Carte créée par J. Wu, Secrétariat du COSEPAC).

Myotis septentrionalis :

L'aire de répartition de cette espèce englobe une grande partie de l'Amérique du Nord, mais elle est plus petite que celle de la petite chauve-souris brune et plus décalée vers l'est, en particulier aux États-Unis, l'espèce étant absente des États du Mid West (figure 3). On trouve également cette espèce dans quelques sites du sud-est des États-Unis (*p. ex.*, Alabama et Caroline du Nord), mais elle est généralement rare au sud de la chaîne des Appalaches (van Zyll de Jong, 1985). Elle semble plus commune dans les portions nordiques de son aire de répartition.

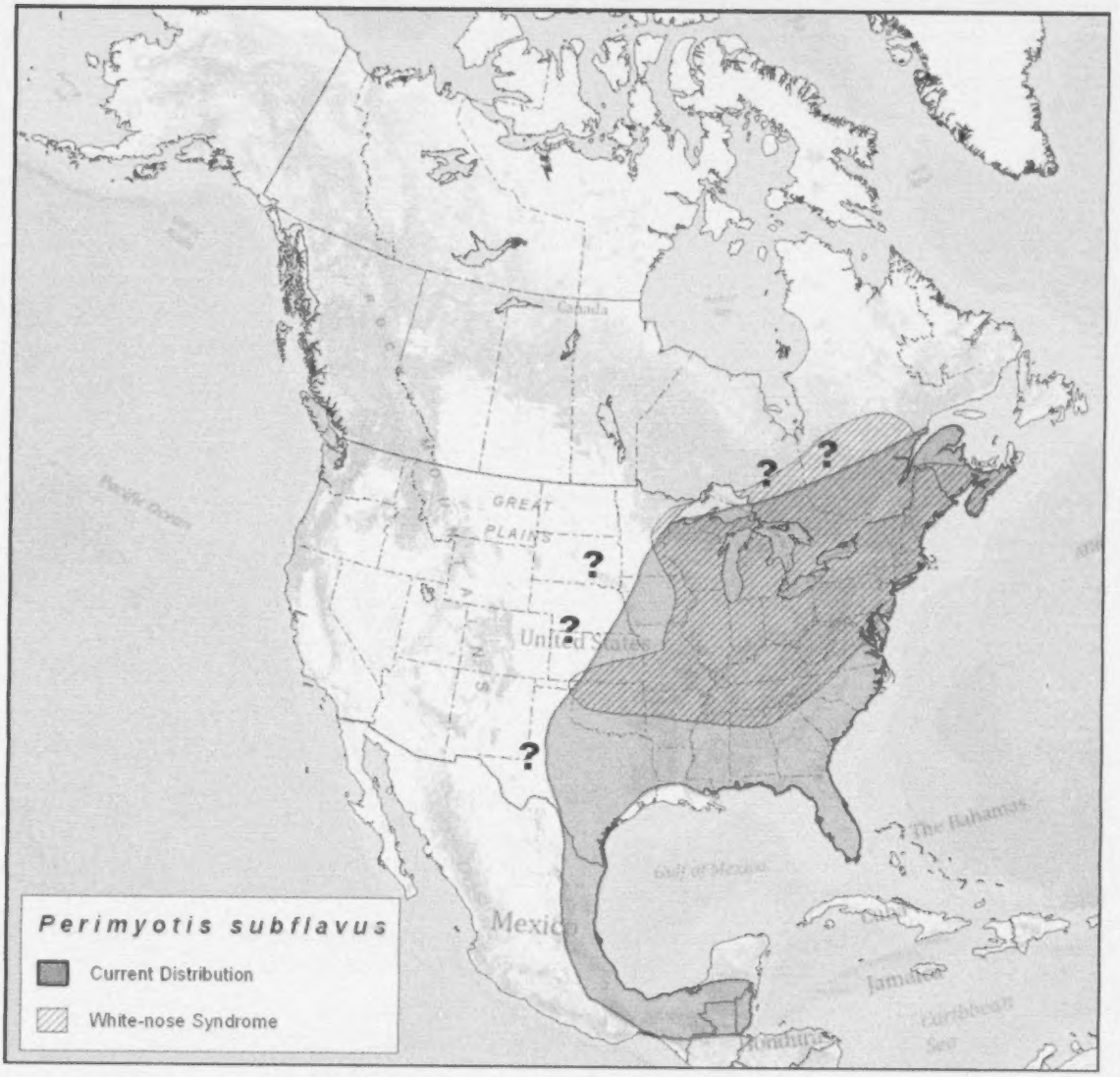


Veuillez voir la traduction française ci-dessous :
Myotis septentrionalis = Myotis septentrionalis
Current Distribution = Aire de répartition actuelle
White-nose Syndrome = Syndrome du museau blanc

Figure 3. Aire de répartition approximative de la chauve-souris nordique et du syndrome du museau blanc en août 2013. Voir le texte pour en savoir plus sur la répartition de cette espèce. L'aire de répartition du SMB englobe les endroits où la présence du *Pseudogymnoascus destructans* a été confirmée et ceux où on a observé des caractéristiques cliniques du syndrome (voir figure 5; National Wildlife Health Center, 2013). (Carte créée par J. Wu, Secrétariat du COSEPAC).

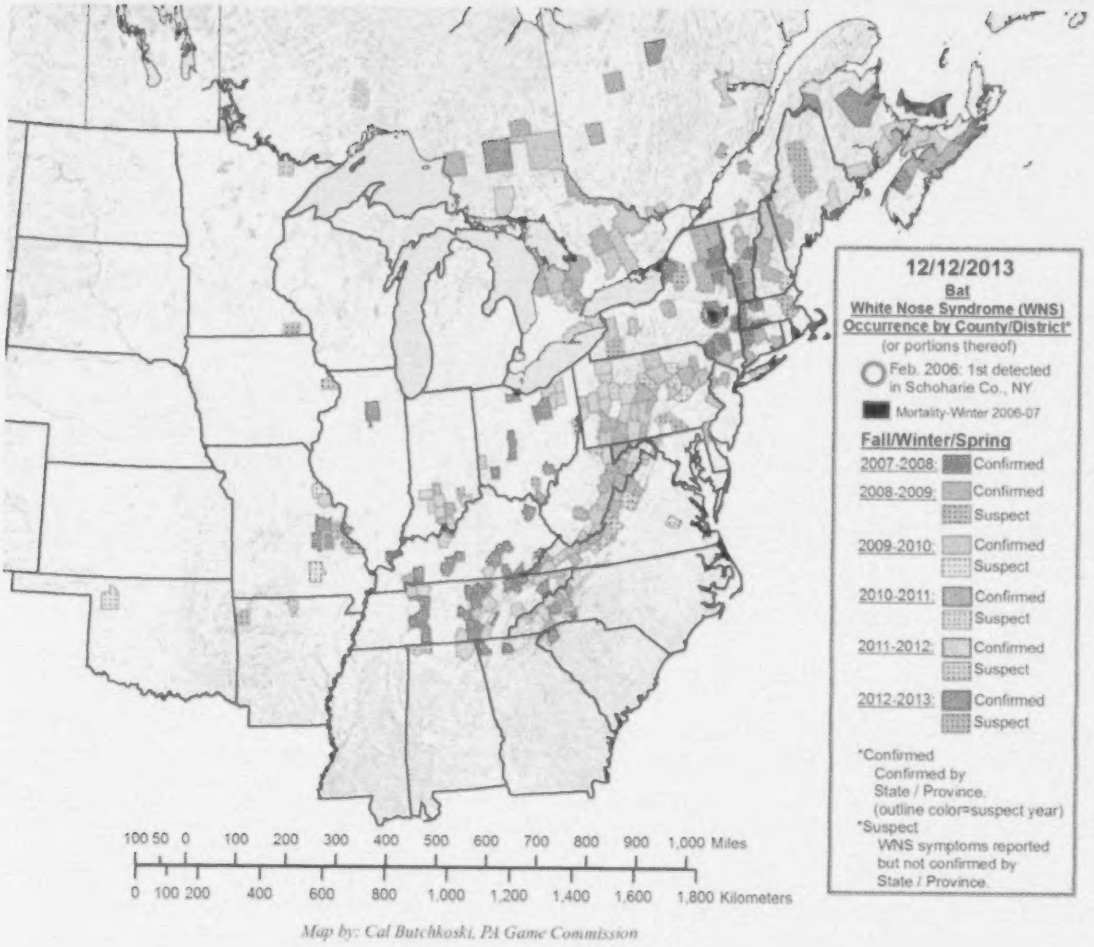
Perimyotis subflavus :

La pipistrelle de l'Est est une espèce de l'est de l'Amérique du Nord dont l'aire de répartition s'étend des Maritimes aux Grands Lacs et vers le sud jusqu'à la côte est de l'Amérique centrale (van Zyll de Jong, 1985; figure 4). Elle serait, semble-t-il, en voie de s'étendre vers l'ouest dans les prairies des États-Unis, peut-être à la faveur des nouveaux barrages et des nouvelles mines qui lui servent de gîtes d'hibernation (Geluso *et al.*, 2004).



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :
Perimyotis subflavus = Perimyotis subflavus
Current Distribution = Aire de répartition actuelle
White-nose Syndrome = Syndrome du museau blanc

Figure 4. Aire de répartition approximative de la pipistrelle de l'Est et du syndrome du museau blanc en août 2013. Voir le texte pour en savoir plus sur la répartition de cette espèce. L'aire de répartition du SMB englobe les endroits où la présence du *Pseudogymnoascus destructans* a été confirmée et ceux où on a observé des caractéristiques cliniques du syndrome (voir figure 5; National Wildlife Health Center, 2013). Les points d'interrogation indiquent les endroits où le statut de l'espèce est incertain. (Carte créée par J. Wu, Secrétariat du COSEPAC).



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

Bat White Nose Syndrome (WNS) Occurrence by County/District* = Occurrence du syndrome du museau blanc (SMB) par comté/district

(or portion thereof) = (ou par partie de comté/district)

Feb. 2006: 1st detected in Schoharie Co., NY = Févr. 2006 : premier cas détecté dans le comté de Schoharie (New York)

Mortality-Winter 2006-07 = Mortalité – hiver 2006-2007

Confirmed = Confirmé

Suspect = Soupçonné

Confirmed by State / Province = Confirmé par État / province

(outline color=Suspect year) = (couleur = année soupçonnée)

WNS symptoms reported but not confirmed by State / Province = Symptômes du SMB signalés, mais non confirmés par l'État / la province

Miles = Milles

Kilometers = Kilomètres

Map by: Cal Butchkoski, PA Game Commission = Carte créée par Cal Butchkoski, PA Game Commission

Figure 5. Emplacements des cas confirmés ou soupçonnés du syndrome du museau blanc en Amérique du Nord, en date de septembre 2013. Les cas soupçonnés sont ceux où les tests de dépistage du *Pseudogymnoascus destructans* ont donné des résultats positifs; les cas confirmés sont ceux où la mort de chauves-souris a été constatée. Le premier cas (indiqué par le cercle) a été observé à Albany, dans l'État de New York, en février 2006. Un cas soupçonné en Oklahoma se trouve à 2 400 km de cet épicentre. La présence du *P. destructans* a été confirmée dans le nord-est du Minnesota, près de la frontière canadienne, en 2012. (Source : National Wildlife Health Center 2013).

Aire de répartition canadienne

Myotis lucifugus :

La moitié environ de l'aire de répartition mondiale de cette espèce se trouve au Canada, et elle est présente dans l'ensemble des provinces et des territoires, ayant même été observée à l'occasion dans le sud-ouest du Nunavut (figure 2). Elle s'observe dans la majeure partie de Terre-Neuve et du centre-sud du Labrador, et d'un bout à l'autre du Canada sous la limite des arbres, jusqu'à l'océan Pacifique, y compris dans l'archipel Haida Gwaii et dans l'île de Vancouver (van Zyll de Jong, 1985; Grindal *et al.*, 2011; Burles *et al.*, 2014). La limite nord de son aire de répartition est moins bien définie à cause des lacunes du travail de recensement, de l'étendue des territoires à couvrir et de l'absence d'informations sur l'emplacement des gîtes d'hibernation. L'espèce se trouve dans le tiers méridional des T.N.-O. et au sud du 64^{e} parallèle, au Yukon (Slough et Jung, 2007), mais on ignore où elle hiberne au Yukon. Des observations ont été rapportées à l'occasion au nord de l'aire de répartition indiquée à la figure 2, mais on ignore s'il s'agissait de chauves-souris résidentes ou de cas extralimites (J. Wilson, comm. pers.). Le gîte d'hibernation le plus au nord se trouve dans les T.N.-O., entre le 60^{e} et le 61^{e} parallèles, et il existe un site soupçonné, mais non confirmé, près du 65^{e} parallèle (J. Wilson, comm. pers.).

Myotis septentrionalis :

Environ 40 % de l'aire de répartition mondiale de cette espèce se trouve au Canada. Sa présence a été signalée de certaines parties de Terre-Neuve et vers l'ouest, au sud de la limite des arbres, jusqu'au Yukon et au nord de la Colombie-Britannique (van Zyll de Jong, 1985; Brown *et al.*, 2007; Henderson *et al.*, 2009; Park et Broders, 2012; Broders et al., 2013; Reimer et Kaupas, 2013) (figure 3). Elle est absente des Prairies canadiennes (Lausen, 2009), mais on peut l'observer sur le versant ouest de la chaîne de Selkirk, vers le nord à partir du lac Trout (C.-B.), et dans la chaîne Côtière du nord de la Colombie-Britannique (Caceres, 1998; Lausen et Hill, 2010). On a confirmé que l'espèce se reproduit au Yukon (Lausen *et al.*, 2008) et dans les T.N.-O. (J. Reimer, données inédites). La chauve-souris nordique semble être commune dans la région des sables bitumineux (Grindal *et al.*, 2011) et se trouve dans certaines zones méridionales des T.N.-O., à l'ouest du bassin de la rivière Liard (nord de la Colombie-Britannique) et dans le sud-est du Yukon. La présence de gîtes d'hibernation n'a pas été confirmée au Yukon (Jung *et al.*, 2006; Slough et Jung, 2007), mais il en existe probablement dans les T.N.-O. (J. Wilson, comm. pers.); on a capturé à la mi-septembre des spécimens qui volaient dans le seul gîte d'hibernation connu de la petite chauve-souris brune, dans le sud-est des T.N.-O. (Lausen, 2011).

Perimyotis subflavus :

Environ 15 % de l'aire de répartition mondiale de cette espèce se trouve au Canada. Son aire de répartition canadienne est la plus petite des trois espèces : on n'a confirmé sa présence que dans les zones méridionales de la Nouvelle-Écosse, du

Nouveau-Brunswick, du Québec et du centre de l'Ontario, et plus au sud (van Zyll de Jong, 1985; Fraser *et al.*, 2012; figure 4). Broders *et al.* (2003) pensent que la population du sud-est de la Nouvelle-Écosse pourrait être isolée. L'espèce se reproduit en Nouvelle-Écosse (H. Broders, comm. pers., 2012; Broders *et al.*, 2003), mais il n'est pas certain qu'elle le fasse au Nouveau-Brunswick (Broders *et al.*, 2001).

La zone d'occurrence des trois espèces n'a pas été établie puisque l'aire de répartition des *Myotis* couvre la majeure partie du Canada, et que celle de la pipistrelle de l'Est s'étend de la Nouvelle-Écosse à la moitié sud de l'Ontario. La superficie des zones d'occurrence des trois espèces est de loin supérieure à 20 000 km^2, et dépasse donc le seuil prescrit par le COSEPAC. L'indice de zone d'occupation (IZO) n'a pas été calculé non plus puisque la zone d'occurrence et l'IZO coïncident essentiellement. Ces chauves-souris sont très mobiles et chassent dans de nombreux habitats. Il aurait été utile d'établir des IZO fondées sur les gîtes d'hibernation puisque ces derniers constituent la caractéristique spatiale la plus importante pour la survie des chauves-souris, mais l'emplacement de la plupart de ces gîtes reste inconnu.

Activités de recherche

La répartition des chauves-souris au Canada a été définie à partir des résultats de relevés effectués à l'aide de filets japonais et de détecteurs à ultrasons capables de détecter les appels d'écholocation émis par les chauves-souris qui volent dans l'obscurité. Les activités de recherche sont limitées dans les régions plus éloignées, mais la répartition générale et l'abondance relative des trois espèces ont été confirmées dans l'ensemble de leurs aires de répartition. Des campagnes de recensement sur le terrain et des programmes de recherche intensifs (p. ex., captures et relevés d'écholocation effectués à de multiples sites, baguage et pose de radio-émetteurs dans le cadre d'études pluriannuelles) se poursuivent dans certaines régions du Québec, de l'Ontario, du Manitoba et de la Colombie-Britannique depuis plus de 40 ans, et depuis presque aussi longtemps dans certaines zones des Prairies. Des recherches semblables ont été entreprises au cours des années 1990 au Nouveau-Brunswick, en Nouvelle-Écosse et au Yukon, et après 2000 à Terre-Neuve, à l'Î.-P.-É. et dans les T.N.-O.

Les activités de surveillance des populations de chauves-souris étaient localisées avant l'apparition du SMB surtout parce que la petite chauve-souris brune était considérée comme une espèce ubiquiste, et que la protection des deux autres espèces n'était pas jugée prioritaire. La plupart des relevés estivaux portaient sur des zones restreintes et sur de courtes périodes de temps, et s'intéressaient principalement à l'abondance relative et à l'utilisation de l'habitat. La majeure partie de l'aire de répartition n'a jamais fait l'objet de relevés systématiques.

Le nombre et l'emplacement de la plupart des gîtes d'hibernation restent inconnus parce que ces gîtes sont difficiles à localiser. Les grottes et les mines abandonnées sont les sites les plus propices, mais il est souvent dangereux d'y pénétrer pour procéder aux recensements hivernaux. Les chercheurs pourraient peut-être contrôler la fréquentation de ces gîtes en surveillant les allées et venues à l'entrée de ces derniers pendant l'essaimage d'automne et l'émergence printanière, mais l'équipement et la main-d'œuvre nécessaires pour procéder aux relevés acoustiques ou au piégeage ne sont pas largement disponibles. On sait qu'il existe dans les Maritimes, dans le sud du Québec et en Ontario des grottes et des mines qui abritent beaucoup de chauves-souris, et on en découvre sans cesse de nouvelles (M. Elderkin, comm. pers.; Fenton, 1970a; Mainguy *et al.*, 2011; D. McAlpine et H. Broders, comm. pers. 2012; C. Willis, comm. pers.). Il n'existe pas de gîte d'hibernation naturel connu à l'Île-du-Prince-Édouard (Henderson *et al.*, 2009), et on n'en connaît qu'un seul très grand (1 000 individus) et plusieurs petits (moins de 20 individus) à Terre-Neuve (S. Moores, comm. pers., 2012). Les informations dont on dispose sur les gîtes d'hibernation des régions nordiques de l'aire de répartition (p. ex., du Labrador au nord du Québec et plus à l'ouest) sont très limitées. De nouvelles études ont été entreprises dans divers sites miniers des districts de Kirkland Lake, de North Bay et d'Algoma, dans le centre-nord de l'Ontario (P. Davis, comm. pers.). Plusieurs sites ont déjà été recensés entre Wawa (Ontario) et Winnipeg (Manitoba) (Dubois et Monson, 2007), mais le nombre de gîtes d'hibernation recensés dans la majeure partie de l'ouest de l'aire de répartition de la petite chauve-souris brune et de la chauve-souris nordique reste limité. En Alberta, quatre gîtes d'hibernation sont connus (Schowalter, 1980; Lausen et Barclay, 2006, Hobson, comm. pers.). Un autre fréquenté par la petite chauve-souris brune a récemment été découvert dans le sud des T.N.-O. (Lausen, 2011), mais à ce jour, aucun n'a été découvert au Yukon (Jung *et al.*, 2006).

Dans la plupart des territoires de compétence, les relevés ne portent que sur un sous-ensemble des gîtes d'hibernation connus. À Terre-Neuve, les gîtes d'hibernation font l'objet d'un suivi depuis 2009, et deux d'entre eux font l'objet de relevés réguliers depuis 2011. Le principal gîte connu de Nouvelle-Écosse fait l'objet de relevés depuis plusieurs années (H. Broders, comm. pers.). Au Nouveau-Brunswick, tous les gîtes d'hibernation connus (10) ont fait l'objet de relevés en 2009-2010 (avant l'apparition du SMB), et ils sont inspectés chaque année depuis (D. McAlpine, comm. pers.). Au Québec, trois grottes ont fait l'objet de 2002 à 2008 d'une surveillance des allées et venues des chauves-souris à l'entrée à l'aide de systèmes laser. Des dénombrements ont été réalisés à l'intérieur de cinq gîtes d'hibernation supplémentaires après l'apparition du SMB dans l'État voisin de New York. La surveillance a été étendue à plus de 12 sites en 2009-2010, mais elle a été interrompue par la suite pour des raisons de sécurité, et les données que l'on possède à l'heure actuelle ne portent que sur 4 ou 5 sites. Dans le centre-sud de l'Ontario, 8 gîtes d'hibernation ont fait l'objet de relevés et 5 colonies de maternité sont actuellement sous surveillance (L. Hale, comm. pers.). De l'est de la province jusqu'à Wawa, 51 sites supplémentaires font l'objet de relevés acoustiques (n = 51) et de campagnes de piégeage (n = 13) depuis l'apparition du SMB (J. Bowman, comm. pers.). Au Manitoba, les contrôles portent sur 11 à 13 sites depuis 1988 (Dubois et Monson, 1987). Des études de dépistage du SMB ont

par ailleurs été effectuées dans le nord-ouest de l'Ontario au cours de l'hiver 2011-2012 (Martinez *et al.*, 2012). La grotte Cadomin, le plus grand gîte d'hibernation connu en Alberta, fait l'objet de relevés réguliers depuis les années 1970 (Olson *et al.*, 2011). En Ontario, le site Craigmont fait l'objet de contrôles de durées variables depuis 1946 (Keen et Hitchcock, 1980).

L'identification des espèces à partir d'individus capturés est en général fiable, au moins à l'est des Rocheuses canadiennes (voir **Abondance**). Depuis 20 ans, on fait largement appel aux détecteurs à ultrasons pour établir la répartition et l'abondance des chauves-souris. Les espèces du genre *Myotis* sont cependant difficiles à distinguer à l'aide de ces appareils (Brigham *et al.*, 2002), et il faut souvent recourir à des analyses supplémentaires (Lausen et Barclay, 2006; Broders *et al.*, 2004). Le nombre plus grand d'espèces de *Myotis* présentes dans l'ouest du Canada (sept en Colombie-Britannique contre deux seulement dans les Maritimes; van Zyll de Jong, 1985) risque de nuire à la qualité des résultats obtenus à l'aide des détecteurs à ultrasons dans cette région du Canada.

Les activités de dépistage du *Pseudogymnoascus destructans* (voir **Facteurs limitatifs et menaces**) ont débuté dans le sud-est du Canada en 2009. En Nouvelle-Écosse, une page Web spécialement conçue à cette fin par les autorités permet aux membres du public de transmettre leurs observations et de signaler la découverte de chauves-souris mortes (M. Elderkin, comm. pers.). Plus à l'ouest, des organisations manitobaines ont récemment élaboré des protocoles de contrôle des cas soupçonnés de SMB. Une étude interagence est par ailleurs coordonnée par le Centre canadien coopératif de la santé de la faune (CCCSF). De novembre 2012 à mai 2013, 178 cas soupçonnés de SMB provenant de 5 provinces (de l'Ontario à la Nouvelle-Écosse) ont ainsi été soumis (CCCSF, 2013). Des efforts semblables sont en cours aux États-Unis, ou 1 500 spécimens de 24 espèces provenant de 41 États et de 7 provinces avaient déjà été testés en été 2012 par le National Wildlife Health Center (Ballmann, 2012).

HABITAT

Besoins en matière d'habitat

L'habitat des chauves-souris est constitué 1) des gîtes d'hibernation essentiels à leur survie pendant l'hiver et 2) de territoires de chasse propices, situés à distance raisonnable des dortoirs ou des colonies de maternité. Les besoins en matière d'habitat des chauves-souris des régions tempérées varient selon la saison.

Les sites de maternité (arbres, crevasses rocheuses, bâtiments, dortoirs à chauves-souris) et les gîtes d'hibernation (grottes, mines ou bâtiments) sont les principaux facteurs limitatifs à prendre en compte dans les aires de répartition respectives des trois espèces (Barclay et Brigham, 1996; Norquay *et al.*, 2013). L'hibernation est l'état qui permet aux chauves-souris insectivores non migratrices de survivre dans les régions où la température ambiante est trop froide et où les insectes disparaissent en hiver. Les besoins physiologiques des espèces (voir **Physiologie**) limitent le nombre d'endroits qui peuvent servir de gîtes d'hibernation. Même si la plage de tolérance thermique varie selon l'espèce (*Myotis lucifugus* : -4 à 13 °C; *M. septentrionalis* : 0,6 à 14 °C; *Perimyotis subflavus* : 0 à 17,8 °C; Webb *et al.*, 1996), les gîtes d'hibernation affichent d'ordinaire une température variant entre 2 et 10 °C (Fenton, 1970a; Anderson et Robert, 1971; McNab, 1974; Vanderwolf *et al.*, 2012). Les chauves-souris de petite taille utilisent des gîtes d'hibernation très humides (> 80 %). Cependant, elles évitent souvent les sites où il y a de l'eau courante et où la température ambiante risque d'être trop variable. Diverses caractéristiques structurelles peuvent influer sur la température et l'humidité d'un gîte — par exemple, le nombre d'ouvertures, le volume d'espace, et la longueur et l'orientation des tunnels (Davis, 1970; Raesly et Gates, 1987). Certains sites présentant des caractéristiques de microhabitat appropriées peuvent être rejetés pour d'autres raisons ayant trait aux caractéristiques du macrohabitat — par exemple, qualité et quantité des zones propices à la chasse en automne (Raesly et Gates, 1987).

Aucune des trois espèces ne passe d'ordinaire l'hiver dans des bâtiments. La chauve-souris nordique peut tolérer des portions de grottes plus froides que celles dont a besoin la petite chauve-souris brune (Barbour et Davis, 1969). La pipistrelle de l'Est est l'espèce qui se montre la plus exigeante en matière de gîte d'hibernation. Elle choisit souvent les sections les plus profondes des grottes, où la température varie le moins, elle se montre plus sensible que les deux autres espèces à l'humidité ambiante, et elle préfère des parois moins froides que les autres espèces (Fujita et Kunz, 1984; Raesly et Gates, 1987; Briggler et Prather, 2003).

Au printemps, les femelles quittent leur gîte d'hibernation et se rassemblent dans des colonies de maternité pour donner naissance à leurs petits et les élever. Les colonies de maternité de la petite chauve-souris brune se trouvent souvent dans des sites plus chauds qui favorisent la croissance des petits — par exemple, dans les greniers de bâtiments, sous les ponts, dans les crevasses rocheuses ou dans des trous d'arbre (Fenton et Barclay, 1980; Coleman et Barclay, 2011).

La chauve-souris nordique n'utilise que rarement les structures fabriquées par l'homme pour se reposer et dépend plus que les autres espèces de la densité et des caractéristiques (p. ex., hauteur, diamètre, âge, état de décomposition) des arbres (Caceres et Barclay, 2000; Jung *et al.*, 2004; Broders et Forbes, 2004; Henderson et Broders, 2008; Henderson *et al.*, 2008). Les colonies de maternité qui se trouvent à Terre-Neuve, en Nouvelle-Écosse et au Nouveau-Brunswick sont habituellement aménagées dans des arbres plus gros, dont le diamètre à hauteur d'homme varie de 25 à 44 cm (Broders et Forbes, 2004; Garroway et Broders, 2008; Park et Broders, 2012). Le choix de l'emplacement des colonies de maternité est important puisque ces dernières peuvent contenir des centaines de femelles et de petits et être isolées au milieu d'un vaste territoire (Broders et Forbes, 2004).

Les mâles passent la journée dans toutes sortes de structures, y compris les bâtiments et les ponts (surtout la petite chauve-souris brune), les crevasses rocheuses, les interstices créés sous l'écorce pelée des arbres et les trous d'arbre, et changent souvent de cachette tout au long de l'été (Fenton et Barclay, 1980; Caceres et Barclay, 2000). Les *Myotis* choisissent généralement des arbres morts sur pied de grand diamètre, dans un état de décomposition peu ou modérément avancé, qui se trouvent en terrain dégagé, au milieu de forêts matures ou surannées (Jung *et al.*, 2004).

Les préférences de la pipistrelle de l'Est en matière de dortoir sont moins bien connues. Aux États-Unis, les femelles reviennent chaque été au même endroit (0,4 ha) et utilisent année après année le même groupe de 4 à 6 arbres, ce qui donne à penser qu'elles accordent une certaine préférence aux structures familières (et peut-être plus rares) (Veilleux et Veilleux, 2004). Les dortoirs peuvent également être aménagés dans des amas de feuilles mortes dans les arbres (Veilleux *et al.*, 2003). En Nouvelle-Écosse, 30 chauves-souris munies de radio-émetteurs ont toutes choisi pour dortoir et pour colonie de maternité de gros amas de lichens arborescents *(Usnea spp.)* qui poussent dans les conifères ou dans les arbres à feuilles caduques; on en a trouvé jusqu'à 18 dans un seul de ces amas (Poissant *et al.*, 2010). Dans les paysages plus perturbés, beaucoup de colonies de maternité sont aménagées dans des granges ou d'autres bâtiments semblables (Fujita et Kunz, 1984).

L'abondance des chauves-souris en été peut varier en fonction des dortoirs et des proies disponibles, mais nous en savons peu à ce sujet (Fenton, 1997). Par exemple, la densité minimale des arbres requise pour accueillir les chauves-souris dans un peuplement n'a pas encore été établie. La disponibilité des insectes en fonction du type de peuplement forestier est difficile à quantifier, et on ignore dans quelle mesure les variations du nombre de proies et de la disponibilité des dortoirs, les conditions de chasse (p. ex., vitesse du vent, encombrement de l'espace), ou les pressions exercées par les prédateurs influent sur l'abondance relative des chauves-souris. Les interactions entre ces variables viennent encore compliquer l'analyse. Les chauves-souris chassent les insectes dans les petits espaces créés dans le couvert forestier par les phénomènes naturels (dynamique des trouées) ou par la récolte d'arbres (Grindal et Brigham, 1999; Jung *et al.*, 1999; Patriquin et Barclay, 2003). Cependant, la création de vastes espaces dégagés dans le couvert forestier augmente la vitesse du vent, influe

sur l'abondance des proies et augmente les risques de prédation (articles cités dans Barclay et Brigham, 1996; Grindal et Brigham, 1999). Les petites espèces de *Myotis* évitent en règle générale les grands espaces dégagés comme les champs cultivés (Henderson et Broders, 2008), les zones de coupe à blanc (Hogberg *et al.,* 2002), et les zones détruites par le feu (Randall *et al.,* 2011). Elles préfèrent chasser au-dessus des plans d'eau dormante (surtout la petite chauve-souris brune et la pipistrelle de l'Est) et des cours d'eau (les trois espèces), dans les trouées forestières, à l'orée des bois ou le long des sentiers (les trois espèces, mais surtout la chauve-souris nordique) (Crampton et Barclay, 1996; Jung *et al.,* 1999; Holloway et Barclay, 2000; Broders *et al.,* 2003). On a constaté dans le nord de l'Alberta que la petite chauve-souris brune a tendance à utiliser le centre des corridors de coupe (plus de 30 m de la bordure forestière) de 2 à 2,5 fois moins souvent que les bordures des îlots forestiers ou les bordures forestières (Hogberg *et al.,* 2002), et que la chauve-souris nordique évite complètement ces endroits (Patriquin, 2001). Les dortoirs naturels se trouvent en forêt, et les chauves-souris se déplacent entre ces endroits et leur territoire de chasse, souvent en survolant les cours d'eau, les bordures forestières ou la cime des arbres.

On a capturé des spécimens des deux espèces de *Myotis* dans une large gamme de peuplements de conifères et de feuillus (voir par exemple Kunz, 1973; Caire *et al.,* 1979; Crampton et Barclay, 1996; Henderson et Broders, 2008). Une comparaison des relevés acoustiques effectués dans des peuplements de peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides*), d'épinette blanche (*Picea glauca*) ou de pins gris (*Pinus banksiana*) du même âge a laissé constater que seuls 2 % des appels d'écholocation des petites chauves-souris brunes ou des chauves-souris nordiques avaient été enregistrés dans les peuplements de pins gris. Il est possible que les proies aient été moins abondantes dans ces peuplements moins complexes (Kalcounis *et al.,* 1999). L'incidence du type de forêt est probablement moins importante dans le cas de la pipistrelle de l'Est puisque cette espèce chasse principalement au-dessus des cours d'eau et de leurs berges (Davis et Mumford, 1962) et dorment dans des arbres de diverses espèces (p. ex., *Quercus*, *Pinus, Picea*) qui se trouvent dans les forêts adjacentes (Perry et Thill, 2007; Poissant *et al.,* 2010).

Plusieurs espèces de chauves-souris sont plus abondantes dans les peuplements forestiers plus vieux, et l'âge du peuplement paraît donc plus important que le type de forêt (Barclay et Brigham, 1996). La petite chauve-souris brune et la chauve-souris nordique étaient plus abondantes dans les forêts mixtes de trembles plus anciennes du centre de l'Alberta que dans les forêts plus jeunes (Crampton et Barclay, 1996), et elles ont été détectées de 2,7 à 5,3 fois plus souvent dans les vieux peuplements de pin blanc (*Pinus strobus*) que dans les peuplements plus jeunes ou exploités et dans les peuplements mixtes de la forêt boréale du centre de l'Ontario (Jung *et al.,* 1999). Cette préférence manifeste pour les peuplements plus vieux est probablement due à la présence, dans ces peuplements, d'un plus grand nombre d'arbres morts sur pied où les chauves-souris peuvent se réfugier pendant le jour (Crampton et Barclay, 1996; Krusic *et al.,* 1996) et d'un couvert forestier dense plus propice à la chasse (Jung *et al.,* 1999). La chauve-souris nordique choisit des sites où les arbres morts sur pied ou les arbres de grand diamètre sont plus nombreux (Sasse et Pekins, 1996; Broders *et al.,*

2005). On a également constaté la même préférence pour les peuplements plus vieux chez la pipistrelle de l'Est (Perry et Thill, 2007; Farrow et Broders, 2011).

La petite chauve-souris brune pourrait être moins vulnérable que les autres espèces aux coupes forestières effectuées dans les portions de son aire de répartition situées plus au sud, peut-être à cause de sa tendance à installer ses colonies de maternité dans les bâtiments et à chasser au-dessus des plans d'eau. En revanche, on a constaté que le nombre de chauves-souris nordiques augmentait avec la densité du couvert forestier à l'Î.-P.-É. (Henderson *et al.,* 2008) et à Terre-Neuve (Park et Broders, 2012), et que le nombre de pipistrelles de l'Est avait tendance à diminuer en Nouvelle-Écosse en fonction de la proportion de terres déboisées (terres cultivées, sites de coupes forestières) (Farrow et Broders, 2011).

Tendances en matière d'habitat

Les gîtes d'hibernation sont des structures permanentes qui peuvent servir pendant de nombreuses années puisqu'ils offrent un microclimat stable et propice à l'hibernation des chauves-souris. La qualité de ces habitats s'est détériorée d'une manière générale partout où le SMB s'est manifesté. Après deux années d'exposition au champignon, la plupart des gîtes sont entièrement infectés et on observe d'ordinaire une réduction de plus de 90 % du nombre de chauves-souris qu'ils abritent (voir Fluctuations et tendances). Les spores du P. destructans persistent probablement (voir Transmission et ri*sques d'infection*) et les sites infectés deviennent inutilisables et se transforment en puits de population. Les fermetures de mines abandonnées risquent elles aussi de réduire la disponibilité d'habitats d'hibernation propices, mais leurs effets n'ont pas été quantifiés.

La qualité des habitats d'estivage des trois espèces dépend de la qualité des aires de chasse et de la disponibilité des dortoirs, et en particulier des lieux propices à l'aménagement des colonies de maternité. Il semble que les colonies de maternité de la petite chauve-souris brune se trouvent souvent dans des bâtiments (Henderson *et al.,* 2008), mais cette constatation risque d'être biaisée par le fait que ces sites, plus faciles à détecter, sont signalés par le public. Il est par contre impossible de quantifier la perte d'habitats d'estivage propices à la chauve-souris nordique et à la pipistrelle de l'Est étant donné l'intensité variable des opérations de déboisement et autres activités d'exploitation des forêts qui ont lieu sur l'ensemble de la vaste aire de répartition de ces espèces. De plus, les structures jugées les plus propices aux colonies de maternité sont difficiles à identifier et n'ont pas été inventoriées. L'âge des forêts peut servir d'indicateur approximatif de l'évolution du nombre d'habitats d'estivage. La multiplication des peuplements qui font l'objet d'une gestion intensive (p. ex., plantations équiennes à courtes périodes de rotation) sur de vastes superficies risque de réduire la disponibilité de l'habitat puisque ces peuplements contiennent d'ordinaire moins d'arbres de grand diamètre et d'arbres morts sur pied qui peuvent servir de dortoirs ou de colonies de maternité (Hayes et Loeb, 2007). La coupe sélective (par opposition à la coupe à blanc) qui permet de conserver des arbres morts sur pied de grand diamètre est la méthode généralement utilisée dans la plupart des forêts

subboréales, mais la coupe à blanc est la méthode la plus courante dans la plupart des forêts boréales du Canada. En 2010, par exemple, 88 % des 690 000 ha de forêts exploités ont été coupés à blanc en une ou deux étapes, et la plupart de ces opérations ont été effectuées dans la forêt boréale (Programme national de données sur les forêts, 2012). Les vastes terrains dégagés par la coupe à blanc ne sont pas propices à la chasse pour les chauves-souris (voir **Besoins en matière d'habitat**), mais on n'a toujours pas déterminé le seuil à partir duquel les opérations de déboisement commenceront à influer sur l'abondance ou la santé des populations de chauves-souris.

La conversion des forêts en terres agricoles et l'urbanisation sont des tendances historiques caractéristiques de la majeure partie de l'aire de répartition canadienne de la pipistrelle de l'Est et des régions méridionales de l'aire de répartition canadienne de la petite chauve-souris brune et de la chauve-souris nordique, notamment en Ontario et au Québec et dans certaines portions de l'Alberta et de la Colombie-Britannique. Dans certaines régions comme l'est de l'Ontario, certaines zones autrefois cultivées ont été reboisées (Lancaster *et al.*, 2008), ce qui augmentera probablement le nombre d'habitats d'estivage propices aux chauves-souris. Cependant, on ignore toujours qu'elle est la superficie globale d'habitats d'estivage disponibles pour les trois espèces.

BIOLOGIE

Généralités

Les informations qui suivent sur la biologie générale et la reproduction des trois espèces de chauves-souris sont tirées de comptes rendus préparés par Fenton et Barclay (1980), Fujita et Kunz (1984), et Caceres et Barclay (2000), à moins d'indication contraire. Les trois espèces consomment une grande variété d'insectes et d'araignées. Les araignées sont cueillies sur leurs toiles, et les insectes sont capturés en vol. Les proies capturées ont une taille variant de 4 à 10 mm et appartiennent principalement aux groupes des diptères (surtout des chironomidés, en particulier dans le cas de la petite chauve-souris brune), des coléoptères (carabidés), des homoptères (cicadellidés), des hyménoptères (formicidés), des trichoptères et des lépidoptères.

Cycle vital et reproduction

Les trois espèces se reproduisent dans la promiscuité. L'accouplement a lieu pendant les périodes d'essaimage de la fin de l'été ou de l'automne, ainsi que pendant l'hiver. Les femelles conservent le sperme et ovulent au printemps pour donner naissance à un seul petit (parfois deux chez la pipistrelle de l'Est) au terme d'une période de gestation de 44 à 60 jours, habituellement à la fin de juin ou au début de juillet. Les femelles se rassemblent en colonies de maternité pour mettre bas et élever leurs petits, qui sont sevrés au bout de 26 jours environ (Burnett et Kunz, 1982). Les chauves-souris atteignent la maturité sexuelle après leur première année, et restent fécondes pendant le reste de leur vie.

On connaît mal la structure démographique des populations des trois espèces, en particulier au Canada où certains paramètres comme les taux de reproduction et de survie s'écartent probablement de ceux utilisés dans les études réalisées aux États-Unis. Les taux de reproduction de la petite chauve-souris brune varient, et diminuent d'une manière générale à mesure qu'on se déplace vers le nord (Barclay *et al.,* 2004). Les taux mesurés dans les régions orientales sont plus élevés (p. ex., > 96 % dans l'est des États-Unis; Cagle et Cockram ,1943; Humphrey et Cope, 1976), et plus faibles dans les régions du nord-ouest (p. ex., 42-57 % en Colombie-Britannique; Firman *et al.,* 1995; Holroyd *et al.,* 1993; C. Lausen, données inédites). Les taux les plus bas et les plus variables s'observent à la limite septentrionale de l'aire de répartition; ils varient de 33 à 74 % d'une année et d'un site à l'autre dans les colonies de maternité du Yukon (Talerico, 2008).

Le taux de survie est un des critères importants utilisés par le COSEPAC pour évaluer la durée des générations et les tendances des populations. Malheureusement, des problèmes de conception et d'analyse compliquent l'utilisation de la plupart des données ayant précisément trait au taux de survie. Les taux de survie moyens de la petite chauve-souris brune calculés à partir des bagues récupérées en Indiana ont été établis à 1,55 pour les mâles, et à 1,2-2,2 pour les femelles, mais ces valeurs ont été considérées comme sous-estimées (Humphrey et Cope, 1976). Le taux de survie annuel moyen de la petite chauve-souris brune en Ontario a été établi à 0,82 pour les mâles (calculé sur une période de 16 ans) et à 0,71 pour les femelles (calculé sur une période de 10 ans (Keen et Hitchcock, 1980), mais il est difficile de formuler des conclusions définitives puisque le nombre de juvéniles compris dans l'échantillon était inconnu. En Indiana, l'espérance de vie des petites chauves-souris brunes âgées d'un an s'établit à 3,8 pour les mâles, et à 6,5 pour les femelles (Humphrey et Cope, 1976).

Les déplacements effectués par les chauves-souris pendant l'hiver posent un problème si difficile pour l'estimation du taux de survie qu'on recommande désormais d'éviter les méthodes fondées sur des populations fermées et qu'on conseille de ne pas présumer que les animaux manquants sont morts (O'Shea *et al.,* 2004; O'Donnell 2009). On recommande plutôt d'utiliser des techniques plus robustes qui prennent partiellement en compte l'émigration temporaire. Cependant, une seule des études réalisées à ce jour (Frick *et al.,* 2010b) a porté sur une période suffisamment longue pour permettre de minimiser la variabilité de la probabilité de recapture et des estimations du taux de survie, et cette étude a porté uniquement sur la petite chauve-souris brune (O'Donnell, 2009). Ses auteurs ont surveillé pendant 16 ans les petites chauves-souris brunes d'une colonie de maternité d'été du New Hampshire. Le taux de survie des femelles adultes variait largement — de 0,63 à 0,90 — selon le volume cumulé des précipitations pendant la saison estivale. Le taux de survie des femelles juvéniles était plus bas, variant de 0,23 à 0,46. Les juvéniles nés plus tard pendant l'été affichaient un taux de survie supérieur à celui des juvéniles nés plus tôt. Les juvéniles sont moins nombreux à survivre au premier hiver parce qu'ils n'ont souvent pas accumulé de réserves de graisse suffisantes pour l'hibernation (Fenton et Barclay, 1980).

Malgré sa rigueur, l'étude de Frick *et al.* (2010b) ne s'attarde pas suffisamment au problème du taux de survie. Le taux de survie des juvéniles est probablement toujours sous-estimé puisque la proportion des femelles d'un an qui reviennent sur les lieux de leur naissance est variable (probabilité de 23-53 %) et que le plan d'expérience robuste, bien qu'il prenne en compte l'émigration temporaire, ignore l'émigration permanente. Les taux de recapture des 2 891 femelles baguées (1 295 juvéniles et 1 596 adultes) ont été faibles (0,10-0,35). Par ailleurs, le taux de survie des mâles reste inconnu; ces derniers ne reviennent souvent pas dans les colonies de maternité après leur sevrage.

Les données portant sur la pipistrelle de l'Est posent des difficultés semblables. En s'appuyant sur les retours de chauves-souris baguées, Davis (1966) a conclu que le taux de survie chez cette espèce était faible au cours du premier et du deuxième hiver (femelles adultes – 0,41-0,51; mâles adultes – 0,46-0,68), plus élevé au cours du troisième hiver (femelles adultes – 0,74; mâles adultes – 0,98), et qu'il diminuait à nouveau par la suite. Baker (1978) a rejeté ces résultats, faisant valoir que la plupart des départs de la grotte surviennent au cours des deux premières années, que les chauves-souris se montrent plus sédentaires au cours de la quatrième année, et que les départs redeviennent plus fréquents par la suite, un comportement qui expliquerait les résultats recueillis par Davis. Baker a conclu que les estimations du taux de survie risquent d'être peu fiables si on ne tient pas compte des déplacements à l'intérieur de la grotte. Les résultats de Davis ont aussi été mis en doute par O'Shea *et al.* (2004), qui ont jugé que les facteurs de correction appliqués aux données de recapture étaient erronés.

Durée d'une génération

Deux méthodes sont combinées (âge médian des individus reproducteurs/longévité médiane, et âge moyen de la cohorte des individus reproducteurs; UICN, 2011) pour estimer l'étendue des valeurs de la durée d'une génération. Ces méthodes, utilisées seules, ne donnent pas de résultats satisfaisants. La méthode préférable est celle fondée sur l'âge moyen de la cohorte des individus reproducteurs (UICN, 2011), mais les données disponibles portant sur le taux de survie annuel estimé sont limitées et biaisées (voir **Cycle vital et reproduction**). Selon la méthode fondée sur l'âge médian, les petites chauves-souris brunes et les chauves-souris nordiques commencent à se reproduire après un an, continuent de le faire chaque année, et peuvent vivre plus de 30 ans (Fenton et Barclay, 1980) et 19 ans (Hall *et al.*, 1957) respectivement. Les deux espèces atteignent probablement le même âge maximal (≈ 30 ans), et sont examinées ensemble. La méthode fondée sur la longévité médiane donne une durée de génération de 14 ans (médiane de 15 ans, moins un an pour tenir compte de la période subadulte).

Cependant, la méthode fondée sur l'âge médian risque de surestimer la durée d'une génération si le nombre d'individus atteignant l'âge maximal est petit, comme cela semble être le cas ici. Par exemple, une étude à long terme réalisée au Manitoba a montré que la proportion des petites chauves-souris brunes âgées de plus de 3 ans est faible, et que peu d'individus dépassent l'âge de 20 ans (C. Willis, données inédites). Par ailleurs, au Yukon, 26 % des chauves-souris adultes baguées ont été recapturées après neuf ans, et 9 % ont été recapturées après 10-14 ans (B. Slough et T. Jung, données inédites). Il a donc été jugé important de chercher à déterminer la durée d'une génération à partir de l'âge moyen de la cohorte des individus reproducteurs. Des données provenant de diverses études ont été utilisées à cette fin. L'étude de Frick *et al.* (2010b) est la plus rigoureuse, mais elle ne porte que sur les femelles d'une colonie de maternité. Une étude canadienne (Keen et Hitchcock, 1980) est biaisée, mais porte sur des données des deux sexes recueillies dans un gîte d'hibernation. L'utilisation du calculateur de la durée d'une génération (UICN, 2011) avec les deux ensembles de données conduit à des estimations de 4-10 ans (Frick *et al.*, 2010b) et de 3-17 ans (moyenne de 4 ans) (Keen et Hitchcock, 1980) pour les femelles. Pour les mâles, l'utilisation du taux de survie moyen (Keen et Hitchcock, 1980) sur une période de 30 ans conduit à une estimation de 6 ans (étendue de 4-10 ans). La combinaison des résultats des deux études donne à conclure que la durée d'une génération chez les deux espèces s'établit à environ 5 ans.

En résumé, comme la méthode fondée sur l'âge médian des individus reproducteurs ou sur la longévité médiane surestime la durée d'une génération tandis que celle fondée sur l'âge moyen de la cohorte des individus reproducteurs risque de la sous-estimer, l'estimation la plus plausible de la durée d'une génération de la petite chauve-souris brune ou de la chauve-souris nordique semblerait osciller entre 5 et 10 ans.

Perimyotis subflavus :

L'âge moyen de la reproduction est inconnu, mais les pipistrelles de l'Est commencent à se reproduire après un an, continuent de le faire annuellement et peuvent vivre plus de 15 ans (Walley et Jarvis, 1971). Ceci donne à conclure que l'âge médian de la reproduction est de sept ans pour cette espèce (la longévité médiane est de 8 – 1 an pour tenir compte de la période subadulte). Bien que l'analyse des données de survie de cette espèce (Davis, 1966) soit biaisée (voir **Cycle vital et reproduction**), ces données sont les meilleures disponibles, et leur utilisation avec le calculateur de la durée d'une génération (UICN, 2011) donne une estimation de 5 ans (en combinant les deux sexes et en supposant la production d'un ou de deux petits par année pendant 14 ans). Une étendue de 5 à 7 ans paraît donc plausible pour l'estimation de la durée d'une génération de la pipistrelle de l'Est.

Physiologie

La physiologie des chauves-souris non migratrices des zones tempérées a fait l'objet de nombreuses études surtout à cause de l'intérêt que suscite l'aptitude de ces petits mammifères volants, dont la masse corporelle est très faible, mais la surface exposée très grande, à transformer leurs réserves de graisse en énergie, d'entrer rapidement dans un état de torpeur et d'en sortir aussi rapidement tout en maintenant un équilibre adéquat de leur apport et de leur dépense énergétique (Studier et Howell, 1969; Fenton et Barclay, 1980; Willis, 2006). Seuls les aspects physiologiques liés à la présente évaluation sont pris en compte dans le présent rapport.

Les chauves-souris survivent à l'hiver en utilisant les réserves de graisse qu'elles ont emmagasinées pendant l'été et l'automne (Jonasson et Willis, 2011). Elles limitent l'utilisation de ces réserves en abaissant leur température corporelle à un niveau qui ne dépasse que de quelques degrés la température ambiante régnant dans le gîte d'hibernation, ce qui correspond à une réduction de 96 à 98 % du métabolisme (Henshaw et Folk, 1966). La baisse du métabolisme est facilitée par l'hibernation dans un milieu froid. La température ambiante optimale pour maintenir le métabolisme le plus bas possible est de 2 °C pour la petite chauve-souris brune (on suppose que ce seuil est à peu près le même pour la chauve-souris nordique et la pipistrelle de l'Est) (Hock, 1951). Cependant, à une température si basse, les chauves-souris doivent dépenser un excédent d'énergie chaque fois qu'elles sortent de leur torpeur pour s'abreuver, et maintenir une température centrale stable malgré les fluctuations de la température ambiante; elles sont par ailleurs exposées à un risque plus grand de prédation (Boyles et McKechnie, 2010). Il est donc plus efficace d'hiberner à une température légèrement plus élevée que le seuil minimal; la plupart des petites espèces de chauves-souris hibernent lorsque la température oscille entre 2 et 10 °C (Anderson et Robert, 1971).

À 5 °C, la petite chauve-souris brune sort de sa torpeur tous les 13 jours en moyenne (Brack et Twente, 1985; Twente *et al.*, 1985), soit environ 15 fois au cours de l'hiver (Thomas *et al.*, 1990). Les chauves-souris sortent de leur torpeur pour s'abreuver, se toiletter ou s'accoupler (Avery, 1985; Whitaker et Rissler, 1993; Thomas, 1995). Chacune de ces périodes de veille dure de 5 minutes à une heure environ (C. Willis, comm. pers.), et il leur faut ensuite trois heures pour retourner en état d'hibernation, ce qui conduit à la consommation d'un maximum de 109 mg de graisse par séance de veille, soit 29 % de la masse corporelle totale sur la durée de l'hiver (Thomas *et al.*, 1990; Jonasson et Willis, 2011, 2012). Les chauves-souris en vol consomment une quantité beaucoup plus grande de graisse. Le bilan énergétique importe pour la préservation des chauves-souris puisque les espèces qui vivent à la limite septentrionale de leur aire de répartition au Canada passent plus de temps en état d'hibernation (Fenton et Barclay, 1980; Fujita et Kunz, 1984) et sont donc probablement plus vulnérables aux sources de perturbation que celles qui vivent sous des latitudes plus chaudes.

Le bilan hydrique est un autre facteur important pour les chauves-souris en hibernation (Thomas et Geiser, 1997). La teneur en humidité doit dépasser 99 % pour compenser la perte d'eau due à l'évaporation chez les chauves-souris en hibernation (Thomas et Cloutier, 1992). La perte d'humidité constitue un problème particulier puisque les membranes nues des ailes et de la queue représentent une proportion élevée de la surface du corps (Thomas et Cloutier, 1992). L'humidité relative qui règne à l'intérieur des gîtes d'hibernation dépasse toujours 65 %, et est d'ordinaire supérieure à 90 % (Fenton, 1970a; Raesly et Gates, 1987; Kurta et Teramino, 1994).

Adaptabilité

Les chauves-souris insectivores survivent à l'absence d'insectes en hiver en migrant vers le sud ou en hibernant. La limite septentrionale de l'aire de répartition d'une espèce hibernante semble être liée aux conditions de température hivernale (Humphries *et al.*, 2006; Boyles et Brack, 2009), à l'aptitude des chiroptères à se regrouper pour maintenir leur température corporelle (Boyles *et al.*, 2008), et à l'étendue des zones physiologiques de neutralité thermique déterminée par les adaptations locales (Dunbar et Brigham, 2010). Les *Myotis* hibernent d'ordinaire avec les membres de leur propre espèce, en groupes pouvant compter de deux à plusieurs milliers d'individus pressés les uns contre les autres ou séparés les uns des autres de quelques centimètres (Tuttle, 2003). La pipistrelle de l'Est hiberne d'ordinaire seule (Barbour et Davis, 1969). L'hibernation dure probablement de fin septembre/octobre à fin avril/début juin dans la majeure partie de l'aire de répartition des trois espèces (Fenton et Barclay, 1980; Fujita et Kunz, 1984; Caceres et Barclay, 2000). L'émergence des gîtes d'hibernation peut survenir plus tôt sur la côte du Pacifique que dans les autres régions (T. Jung, comm. pers.).

Relations interspécifiques

Dans l'est du Canada, les trois espèces partagent souvent leurs gîtes d'hibernation, mais ne forment pas de groupes mixtes. Les aires d'alimentation estivales se chevauchent, notamment dans le cas de la petite chauve-souris brune et de la pipistrelle de l'Est qui ont tendance à chasser au-dessus des plans d'eau. De nombreuses autres espèces de chauves-souris (p. ex., *Lasiurus cinereus*, *L. borealis*, *Eptesicus fuscus*) partagent les aires d'alimentation des trois espèces sur la majeure partie de leur aire de répartition canadienne (van Zyll de Jong, 1985), mais on a relevé peu de signes de concurrence ou d'interaction entre ces espèces pendant qu'elles s'alimentent. Davis et Mumford (1962) ont cependant fait remarquer qu'il est possible que les petites chauves-souris brunes et les pipistrelles de l'Est cherchent à s'éviter puisqu'on ne les observe généralement pas ensemble pendant les périodes de chasse.

Les prédateurs des trois espèces de chauves-souris sont variés, mais ne sont pas jugés importants. Il n'existe au Canada aucune espèce prédatrice spécialiste des chauves-souris. On a fait état à l'occasion de cas de prédation par des hiboux, des rongeurs, des chats domestiques, des serpents ou des grenouilles (Fenton et Barclay, 1980; Fujita et Kunz, 1984; Caceres et Barclay, 2000).

Plusieurs espèces d'endo et d'ectoparatites s'observent communément chez les trois espèces de chauves-souris, y compris divers cestodes et trématodes, des punaises (*Cimex* spp.), des puces (*Myodopsylla* spp.) et des acariens (*Euschoengastia*, *Macronyssus*, *Spinturnax*) (Fenton et Barclay, 1980; Fujita et Kunz, 1984; Sasse et Pekins, 2000; Poissant et Broders, 2008; Czenze et Broders, 2011). L'abondance des parasites diffère entre les mâles et les femelles (Czenze et Broders, 2011) et entre les colonies de maternité (T. Jung, comm. pers.), mais on ignore s'il existe un lien entre la vulnérabilité au SMB et l'abondance ou la diversité des parasites.

La rage est une maladie causée en Amérique du Nord par un virus (Rhabdoviridae; *Lyssavirus*) transmis d'ordinaire par la salive chez les mammifères. Le résumé qui suit a été établi à partir d'une étude réalisée par Messenger *et al.*, (2003). L'incidence de la rage sur les chauves-souris n'est pas claire puisqu'il est possible que les épizooties mortelles signalées ne soient pas toutes dues à la rage, et qu'on a relevé des indices de l'existence d'une certaine immunité chez les chauves-souris (p. ex., 2 % des petites chauves-souris brunes examinées possédaient des anticorps contre le virus, mais ne présentaient pas de lésions cérébrales). Cependant, cette immunité est difficile à confirmer puisque la période d'incubation peut dépasser un an et que les chauves-souris considérées « immunes » pourraient en fait être atteintes sans que les symptômes cliniques de la virose ne se soient encore manifestés. La prévalence est difficile à établir à cause du biais d'échantillonnage, mais il semble qu'une certaine proportion des chauves-souris soient atteintes de rage à tout moment (p. ex., < 4 % dans un échantillon d'*Eptesicus fuscus* apparemment en santé, et < 1 % chez les petites chauves-souris brunes [Girard *et al.*, 1965]). Certaines observations donnent à penser que des renards roux (*Vulpes vulpes*) auraient pu être infectés par des souches virales de chauves-souris après avoir été en contact avec des chauves-souris ou s'en être nourri dans une grotte ou dans leur tanière (Daoust *et al.*, 1996; Messenger *et al.*, 2003).

Déplacements et dispersion

Dispersion

On possède peu d'informations sur le comportement de dispersion des trois espèces de chauves-souris. La plupart des données portent sur les déplacements saisonniers entre les aires d'estivage et d'hivernage, plutôt que sur la dispersion permanente à partir du lieu de naissance. Les nouveau-nés sont difficiles à marquer et la plupart des études se fondent sur les recaptures de juvéniles bagués qui sont en général très peu nombreuses. Si on en juge par les données existantes, la plupart des femelles semblent ne pas s'éloigner beaucoup de leur lieu de naissance. Les femelles de la pipistrelle de l'Est (Veilleux et Veilleux, 2004) et de la petite chauve-souris brune (Frick *et al.*, 2010b) retournent souvent à la colonie de maternité où elles sont nées. Cette philopatrie s'observe également chez les femelles de la chauve-souris nordique (Arnold, 2007). Les mâles ne reviennent généralement pas à leur lieu de naissance, et leur comportement de dispersion est moins bien connu.

Utilisation de l'espace

Les chauves-souris chassent surtout pendant les quelques heures qui suivent le coucher du soleil et qui précèdent son lever (Fenton, 1970b; Kunz, 1973; Broders *et al.*, 2003). Les petites chauves-souris brunes du sud-est de l'Ontario ne restent au dortoir pendant la nuit que lorsque la température ambiante descend sous 5 °C (Barclay, 1982). Les chauves-souris des trois espèces patrouillent de petites aires de chasse (< 2 km^2). En Indiana, la superficie des aires de repos estivales de la pipistrelle de l'Est varie de 0,1 à 2,3 ha, et la distance qui sépare les arbres qui leur servent d'abri varie de 21 à 926 m (Veilleux et Veilleux, 2004). Au Michigan, 11 chauves-souris nordiques munies de radio-émetteurs se sont déplacées sur une distance moyenne de 333 m (é.-t. : ± 88 m; étendue : 6-2 000 m) pour rejoindre de nouveaux sites de repos tous les deux jours, pendant une période de surveillance de 9 jours (Foster et Kurta, 1999). La distance moyenne mesurée entre le lieu de capture et le lieu de repos de 18 chauves-souris nordiques munies de radio-émetteurs atteignait 1 136 m (étendue : 71-2 375 m) à Terre-Neuve (Park et Broders, 2012) et 1 100 m à l'Î.-P.-É., avec une aire d'alimentation minimale de 6,1 ha (Henderson et Broders, 2008). Au Yukon, des petites chauves-souris brunes femelles munies de radio-émetteurs ont franchi au moins 6,3 km chaque nuit entre leur dortoir et leur aire de chasse (Randall *et al.*, sous presse). Les territoires de neuf chauves-souris nordiques femelles atteignaient en moyenne une superficie de 65 ha (Owen *et al.*, 2003). Des petites chauves-souris brunes allaitantes au Québec ont réduit la superficie moyenne de leurs territoires de 30,1 ha (é.-t. : ± 15 ha) à 17,6 ha (é.-t. : ± 9,1 ha), et la distance les séparant de leur aire de chasse de 2,6 km (é.-t. : ± 0,6 km) à 1,7 km (é.-t. : ± 0,6 km) entre les étapes de la grossesse et de la lactation, probablement pour faciliter l'allaitement de leur progéniture (Henry *et al.*, 2002).

La plupart des chauves-souris hibernantes connues semblent n'utiliser dans chaque région qu'un nombre limité de gîtes d'hibernation. Par exemple, quatre gîtes d'hibernation du Minnesota rassemblaient 99 % des populations hibernantes connues (Nordquist, 2000), huit gîtes d'hibernation accueillaient 75 % des chauves-souris de Virginie (Dalton, 1987), et on pense qu'un grand nombre des chauves-souris de plusieurs des États de la Nouvelle-Angleterre n'utilisent qu'un « petit nombre de sites » répartis sur la frontière des États du Vermont et de New York (Davis et Hitchcock, 1965). Au Nouveau-Brunswick, un gîte d'hibernation accueillait 86 % des *Myotis* hibernants connus, et les neuf autres sites recensés n'en contenaient chacun que moins de 300 (Vanderwolf *et al.*, 2012). En Nouvelle-Écosse, la grotte Hayes accueillait 17 000 chauves-souris, alors que tous les autres sites recensés en contenaient chacun moins de 3 500 (H. Broders, comm. pers.). On observe une tendance semblable au Manitoba (9 000 petites chauves-souris brunes dans une grotte; Dubois et Monson, 2007; C. Willis, comm. pers.) et en Alberta (Schowalter, 1980; Lausen et Barclay, 2006). Cependant, on a encore découvert si peu de gîtes d'hibernation dans l'ensemble de l'aire de répartition qu'il est difficile de déterminer quelle pourrait être la densité moyenne des chauves-souris par gîte d'hibernation (C. Willis et H. Broders, comm. pers.).

Migration

Les chauves-souris des trois espèces sont considérées comme des migratrices de courte distance à l'échelle régionale, et seule une petite proportion d'entre elles se déplacent sur des centaines de kilomètres entre leurs aires d'estivage et d'hivernage (Barbour et Davis, 1969; Fenton et Barclay, 1980; Fujita et Kunz, 1984; Caceres et Barclay, 2000). Des petites chauves-souris brunes baguées ont parcouru des distances variant entre 35 et 554 km entre leurs gîtes d'hibernation et leurs colonies de maternité estivales au Manitoba (Dubois et Monson, 2007; Norquay *et al.*, 2013), et d'autres ont été recapturées jusqu'à 250 km de leurs colonies de maternité en Ontario (Fenton, 1970a).

Il semble que la plupart des chauves-souris reviennent chaque année sur le même site; 94 % des recaptures de petites chauves-souris brunes baguées au Manitoba sur une période de 21 ans (10 432 individus) ont été réalisées dans un seul gîte d'hibernation ou dans une seule colonie estivale (Norquay, *et al.*, 2013). Seulement 0,8 % de ces chauves-souris ont été recapturées dans un site estival ou hivernal différent de celui où elles avaient été capturées la première fois. Même si les déplacements étaient rares, les distances parcourues par les chauves-souris changeant de gîte d'hibernation (n = 54) étaient considérables : 13 de ces chauves-souris (25 %) ont parcouru plus de 500 km (étendue : 6-569 km) (Norquay *et al.*, 2013). Il semble qu'un petit pourcentage des chauves-souris changent chaque année de gîte d'hibernation (Griffin, 1940, 1945; Fenton, 2012). En Ontario, Fenton (1970a) a recapturé quatre petites chauves-souris brunes entre 45 et 125 km du lieu de leur capture initiale, et deux de ces chiroptères avaient changé de gîte au cours du même hiver. En outre, on a déjà vu des chauves-souris essaimer dans un site, mais hiberner ailleurs (Humphrey et Cope, 1976, Norquay *et al.*, 2013). Une petite chauve-souris brune baguée dans le nord de l'Ontario a été recapturée sur un site d'essaimage à la mine Renfrew, dans le sud-ouest de l'Ontario, en septembre 1967, et une fois de plus sur le site nordique d'origine, à 800 km de là, un mois plus tard (Fenton, 1969).

Les migrations de la chauve-souris nordique sont moins connues, mais elles sont probablement comparables à celles de la petite chauve-souris brune. Des mesures de la fidélité au site ont montré que les chauves-souris nordiques retournent d'ordinaire dans la même grotte; un individu est ainsi revenu à son point de départ en trois heures, après avoir passé trois jours de captivité à 52 km de là (Griffin, 1945). Un autre a été recapturé à 13 km de son point de lâcher quatre ans plus tard (Davis, 1966).

La plus grande distance parcourue par une pipistrelle de l'Est, selon les résultats d'expériences de baguage-recapture, était de 53 km (Griffin, 1940), mais certaines preuves indirectes donnent à penser que certains individus auraient pu franchir des centaines de kilomètres de plus. À partir des changements mesurés dans les signatures d'isotopes stables, Fraser *et al.* (2012) ont conclu que 24 mâles issus d'un groupe de 73 s'étaient déplacés vers le sud à partir de leur aire de répartition nordique. Il s'agissait d'un déplacement directionnel, c'est-à-dire d'une migration nord-sud, par opposition aux migrations typiques qui rayonnent à partir d'un gîte d'hibernation (Fenton et Barclay, 1980), et comme les pipistrelles de l'Est passent l'hiver seules, ces déplacements pourraient avoir été motivés par la nécessité de trouver un habitat plus chaud. La distance la plus longue parcourue était d'environ 780 km, du centre au sud-ouest de l'Ontario.

TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS

Activités et méthodes d'échantillonnage

Les relevés de chauves-souris sont fondés sur des méthodes acoustiques ou sur les captures effectuées dans les gîtes d'hibernation ou à l'entrée de ces derniers dans le cadre des études de dénombrement, ou dans le cadre d'inventaires réalisés dans des espaces plus vastes en zones forestières, agricoles ou urbaines. Les relevés acoustiques ne permettent pas de détecter le SMB, mais les données de capture peuvent permettre le dépistage du syndrome si on procède à des prélèvements sur les chauves-souris capturées ou si ces dernières montrent des signes de dommages aux ailes causés par le champignon (voir *Cause et incidence sur les chauves-souris*). Le moyen le plus efficace de mesurer l'incidence directe du SMB sur une population de chauves-souris consiste à visiter les gîtes d'hibernation, mais ces visites sont rares à cause des risques qu'elles présentent pour la sécurité des chercheurs. On a de plus en plus recours aux relevés acoustiques pour mesurer l'abondance relative et les tendances des populations, mais cette méthode a commencé à être utilisée surtout après l'apparition du SMB et n'est donc pas d'un grand secours pour comparer la période qui a précédé l'apparition du syndrome à celle qui l'a suivie.

Les relevés effectués dans les gîtes d'hibernation sont fondés sur des comptages effectués sur place par un ou plusieurs observateurs entre les mois d'octobre et d'avril. Les estimations de l'abondance ne sont en règle générale pas assorties d'intervalles de confiance. L'aptitude à estimer le nombre de chauves-souris présentes varie puisque certains gîtes (p. ex., les mines) présentent des surfaces basses et relativement lisses où il est possible de faire des comptages précis alors que d'autres (p. ex., grottes naturelles créées par la dissolution du calcaire) sont formées de passages trop hauts ou trop étroits pour permettre de tels comptages. Dans certaines provinces (p. ex., Ontario, Nouveau-Brunswick et Nouvelle-Écosse), les espèces de *Myotis* sont combinées dans une seule estimation puisqu'il est difficile de les reconnaître à distance.

Les données qui combinent les espèces de *Myotis* ne posent pas un problème important pour une évaluation du COSEPAC puisque certains des critères utilisés sont fondés sur le pourcentage de changement plutôt que sur des nombres concrets. Les chauves-souris recensées dans les gîtes d'hibernation du centre-est du Canada appartiennent pratiquement toutes aux espèces *Myotis lucifugus* ou *M. septentrionalis* (voir **Abondance**) et ces deux espèces réagissent de la même façon au SMB (voir **Fluctuations et tendances**). En conséquence, on peut supposer que les pourcentages de déclin estimés valent également pour les deux espèces.

Les relevés estivaux sont effectués à l'aide de filets japonais ou de pièges-harpes qui permettent de capturer les chauves-souris vivantes le long des pistes, près des cours d'eau, près des colonies de maternité (voir par exemple Slough et Jung, 2008) ou à l'entrée des gîtes d'hibernation. Les relevés acoustiques sont utilisés couramment depuis le début des années 1990; ils utilisent des détecteurs manuels ou automatiques de signaux d'écholocation distinctifs et des détecteurs spécialisés. La chauve-souris nordique émet des appels d'écholocation plus discrets et est donc probablement sous-échantillonnée (Fenton et Bell, 1991). Il est difficile d'estimer l'abondance des chiroptères puisque le même individu peut être compté plusieurs fois. Cette duplication peut être évitée si le recensement est effectué à bord d'un véhicule circulant plus rapidement qu'une chauve-souris en vol (Roche *et al.*, 2011). Cette méthode est utilisée dans le nord-est des États-Unis depuis 2009, (C. Herzog, comm. pers.) et dans certaines régions de l'Ontario depuis 2010 (J. Bowman, pers. com.). Elle n'était pas en usage avant l'apparition du SMB sauf au Québec, ou des relevés acoustiques sont effectués sur les routes de plusieurs régions depuis 2000 (Jutras *et al.*, 2011).

La plupart des informations disponibles sur les sous-populations proviennent de projets locaux de baguage et de recapture. Les projets d'une durée de plus de 10 ans sont rares, mais on en a réalisé en Ontario (Hitchcock, 1965; Fenton, 1970a), au Manitoba (C. Willis, comm. pers.) et au Yukon (Slough et Jung, 2008). Des projets de marquage avec des étiquettes à transpondeur passif intégré (PIT-tags) ont été lancés au Manitoba et en Nouvelle-Écosse, mais ils portent sur des périodes plus courtes (H. Broders et C. Willis, comm. pers.).

On a établi dans certaines provinces des estimations du nombre de chauves-souris, mais ces informations restent approximatives puisqu'elles ne sont habituellement pas fondées sur des expériences de marquage-recapture. La collecte de données en hiver est limitée par le nombre de gîtes d'hibernation visités, la facilité de détection des chauves-souris qui s'y trouvent, et notre ignorance du nombre total de gîtes d'hibernation en existence. Il semble souvent que les chauves-souris observées en été soient plus nombreuses que ce que les recensements hivernaux laissent deviner. Comme les activités de recherche restent limitées, on pense que cette différence est due à l'existence de gîtes d'hibernation inconnus plutôt qu'à une migration des chauves-souris hors du Canada. Les *Myotis* effectuent des déplacements saisonniers (voir **Migration** et **Éoliennes**), mais ces migrations pourraient être qualifiées de régionales, une certaine proportion des chauves-souris de l'Ontario et du Québec hibernant dans le nord des États de New York et du Vermont. D'autres

pourraient se déplacer des Maritimes au nord de la Nouvelle-Angleterre, bien qu'une telle migration n'ait jamais été confirmée.

Abondance

Le présent rapport répartit les données de population en deux périodes : avant et après l'apparition du SMB. Les données antérieures à l'apparition du SMB sont présentées dans la présente section intitulée **Abondance**; les données postérieures à l'apparition du syndrome sont présentées dans la section intitulée **Fluctuations et tendances**.

La taille des populations des trois espèces de chauves-souris avant et après l'apparition du SMB est inconnue. On ne sait rien non plus des tendances de l'abondance relative à l'intérieur des aires de répartition des trois espèces, et on ignore toujours également si elles sont aussi abondantes dans les portions nord et ouest de leurs aires de répartition qu'elles semblent l'être dans le nord-est des États-Unis. Kunz et Reichard (2010) ont fait valoir que la population de petites chauves-souris brunes qui existait avant l'apparition du SMB se trouvait en majeure partie dans le nord-est des États-Unis. Au Canada, 95 % des *Myotis* hibernants (*M. lucifugus* et M. *septentrionalis*) qui ont été recensés se trouvent dans la portion du territoire comprise entre la Nouvelle-Écosse et le Manitoba, et peu de membres de ces espèces ont été observés à l'ouest du Manitoba (voir ci-dessous). Cependant, les calculs de l'abondance relative établis en comparant les résultats des recensements de *Myotis* effectués dans le nord et dans l'ouest à ceux effectués dans l'est ne sont peut-être pas représentatifs des tendances régionales. La proportion des populations qui se trouvent dans l'ouest du Canada reste inconnue.

Le SMB a touché jusqu'à présent environ 30 % de l'aire de répartition canadienne de la petite chauve-souris brune, 40 % de celle de la chauve-souris nordique, et près de 100 % de celle de la pipistrelle de l'Est. Il n'est pas possible d'estimer l'ampleur du déclin global des populations canadiennes des deux espèces de *Myotis* sans d'abord pouvoir déterminer la proportion des populations canadiennes déjà touchées par le SMB, ou la proportion de l'aire de répartition canadienne toujours indemne du syndrome.

Myotis lucifugus :

La taille de la population est inconnue, mais les données disponibles donnent à conclure que la petite chauve-souris brune est l'espèce de chauve-souris la plus commune dans la majeure partie du pays. Elle vient en tête des espèces mentionnées dans les relevés ou observées en été dans les bâtiments et au-dessus de nombreux étangs, cours d'eau et lacs de l'ensemble de son aire de répartition (Fenton et Barclay, 1980). En Nouvelle-Écosse, avant l'apparition du SMB, on estimait la population à 300 000 individus en été (selon les dénombrements effectués sur certains lacs et extrapolés pour l'ensemble des lacs de la province) et à 30 000 individus dans les gîtes d'hibernation connus en hiver (Scott et Hebda, 2004). Au Québec, la petite chauve-

souris brune est une espèce considérée commune (les relevés acoustiques ne font pas de distinction entre les espèces de *Myotis* et il n'est donc pas possible d'obtenir des données plus précises; Jutras *et al.*, 2011). Il n'existe pas de données sur l'abondance dans les prairies de la Saskatchewan, mais la petite chauve-souris brune est jugée commune dans les territoires voisins similaires du Dakota du Nord (Jones *et al.*, 1983). En Alberta, l'espèce est considérée commune dans les prairies près de Calgary (Coleman et Barclay, 2011). On en a compté de 50 à 300 (étendue : 15 – 1 100) dans 196 colonies de maternité (Schowalter *et al.*, 1979). L'espèce est relativement commune en été dans certaines parties de la Colombie-Britannique (Nagorsen et Brigham, 1993), mais plus rare ailleurs; elle représentait 9 % (39 individus) d'un échantillon de 11 espèces recensées dans la vallée de l'Okanagan (Fenton *et al.*, 1980). Des relevés fondés sur les caractéristiques génétiques et morphologiques et des relevés acoustiques effectués dans le sud de la Colombie-Britannique ont permis d'établir que la petite chauve-souris brune représentait 20 % des 805 chauves-souris capturées, réparties entre 14 espèces (C. Lausen, D. Nagorsen, D. Burles, données inédites). Les erreurs d'identification risquent de poser un problème dans cette province puisqu'il est difficile de distinguer le *M. lucifugus* du *M. yumanensis* (Luszcz *et al.*, 2003; Weller *et al.*, 2007) et que le taux d'erreur des identifications fondées uniquement sur la morphologie peut atteindre jusqu'à 34 % (C. Lausen, données inédites). Les données historiques sur le *M. lucifugus* ont besoin d'être confirmées génétiquement puisque le *M. yumanensis* semble commun dans les ensembles de données, ce qui soulève la possibilité d'erreurs d'identification (C. Lausen, comm. pers.). L'abondance de l'espèce dans la portion septentrionale de l'aire de répartition est plus difficile à estimer, mais le *M. lucifugus* est considéré relativement commun. Des campagnes de baguage-recapture laissent par exemple conclure que les populations de chauves-souris de certaines colonies de maternité du Yukon pourraient dépasser 800 individus (Jung, 2013).

La qualité des données sur les petites chauves-souris brunes hibernantes est inégale. On possède des informations très complètes sur certains sites du sud de l'Ontario et du Québec, mais les données recueillies dans d'autres régions — notamment à Terre-Neuve, dans les T.N.-O. et à l'Î.-P.-É. — sont plus limitées, ne portant souvent que sur un seul site (Brown *et al.*, 2007, S. Moores, comm. pers., Lausen, 2011). Le site de l'Î.-P.-É contenait 648 (83 %) petites chauves-souris brunes (Brown *et al.*, 2007). En Nouvelle-Écosse et au Nouveau-Brunswick, les espèces de *Myotis* sont combinées dans les relevés, mais la petite chauve-souris brune semble être beaucoup plus commune. Un échantillon de chauves-souris tuées par le SMB recueilli au Nouveau-Brunswick contenait 91,6 % de petites chauves-souris brunes, ce qui conduit à établir par extrapolation le nombre total de ces chauves-souris présentes dans les 10 gîtes d'hibernation connus de la province à 6 466 individus au moment de l'apparition du SMB (D. McAlpine, comm. pers.). Au Québec, les dénombrements effectués dans cinq grottes ont donné un total estimé de 13 108 petites chauves-souris brunes en 2007-2008 (Mainguy *et al.*, 2011). En Ontario, deux mines contenaient chacune chaque année environ 10 000 chauves-souris hibernantes (Fenton,1970a). Au Manitoba et dans le nord-ouest de l'Ontario, 11 gîtes d'hibernation contenaient au total plus de 10 000 petites chauves-souris brunes, la plupart se trouvant dans une grotte du

Manitoba (Nagorsen, 1980; Dubois et Monson, 2007; C. Willis, comm. pers.). Les quatre gîtes d'hibernation connus d'Alberta contiennent environ 1 980 petites chauves-souris brunes (D. Hobson, comm. pers.), et les chauves-souris recensées dans les mines du centre de la Colombie-Britannique sont peu nombreuses (Nagorsen et Brigham, 1993). On a compté 3 000 petites chauves-souris brunes dans un site d'hibernation du sud de Terre-Neuve (Lausen, 2011). La taille de la population canadienne de petites chauves-souris brunes est inconnue, mais on a observé des chauves-souris de cette espèce en train de chasser au-dessus de la plupart des plans d'eau de sa vaste aire de répartition. Sa population dépassait probablement le million d'individus avant l'apparition du SMB.

Myotis septentrionalis :

La taille de la population de chauves-souris nordiques est inconnue, mais cette espèce est moins commune que la petite chauve-souris brune, et sa répartition est plus limitée sur l'ensemble du territoire puisqu'il semble qu'elle dépende davantage des zones boisées. Les captures réalisées aux sites d'essaimage d'automne en Nouvelle-Écosse au cours des 10 dernières années ont donné 1 678 chauves-souris nordiques, contre 4 249 petites chauves-souris brunes (H. Broders, comm. pers.). Schowalter (1980) a recensé 10 chauves-souris nordiques, contre 899 petites chauves-souris brunes, dans les essaims de deux gîtes d'hibernation de l'Alberta. En revanche, Grindall *et al.* (2011) ont capturé 260 chauves-souris nordiques, contre 193 petites chauves-souris brunes, dans des filets japonais tendus dans la région des sables bitumineux du nord-est de l'Alberta. L'espèce semble être relativement commune dans le sud des T.N.-O. (J. Wilson, comm. pers.) mais plus rare aux limites ouest et nord de l'aire de répartition (T. Jung, données inédites); 15 membres de cette espèce (15,1 % d'un groupe de 98 individus appartenant à sept espèces) ont été capturés au cours de 332 nuits-filets réparties sur deux étés dans la vallée du fleuve Columbia, en Colombie-Britannique (Caceres, 1998). À Terre-Neuve, on a capturé des nombres comparables de petites chauves-souris brunes (n = 22) et de chauves-souris nordiques (n = 29) en 280 nuits-pièges pendant l'été 2008 (Park et Broders, 2012). Les deux populations avaient également une taille comparable à l'Î.-P.-É. (Henderson *et al.*, 2009). Elles semblaient par contre plus inégales en Nouvelle-Écosse (127 petites chauves-souris brunes contre 37 chauves-souris nordiques), mais le principal site de piégeage se trouvait près d'un pont, ce qui risquait de favoriser la capture des petites chauves-souris brunes (Poissant *et al.*, 2010).

Les chauves-souris nordiques recensées dans les gîtes d'hibernation sont relativement peu nombreuses (< 100) (Barbour et Davis, 1969; Caire *et al.*, 1979; Amelon et Burhans, 2006). La différence observée entre les résultats des recensements estivaux et hivernaux vaut pour l'ensemble de l'aire de répartition de l'espèce, probablement parce que les chauves-souris nordiques sont plus difficiles à détecter que les petites chauves-souris brunes dans les gîtes d'hibernation. Les chauves-souris de cette espèce peuvent nicher en groupes, mais elles nichent aussi souvent seules, dissimulées dans de petites anfractuosités (Whitaker et Rissler, 1993). Il n'existe pas de données sur l'abondance de la chauve-souris nordique en hiver à

Terre-Neuve. Dans l'Île-du-Prince-Édouard, 132 (17 %) des chauves-souris recensées dans le seul gîte d'hibernation connu appartenaient à cette espèce (Brown *et al.*, 2007). En Nouvelle-Écosse, les espèces de *Myotis* ne sont pas séparées dans les dénombrements hivernaux, mais on a capturé 1 678 chauves-souris nordiques à l'entrée de 17 gîtes d'hibernation (H. Broders, comm. pers.). Au Nouveau-Brunswick, les deux espèces de *Myotis* sont également combinées, mais les chauves-souris nordiques représentaient 8,4 % d'une collection de chiroptères tués par le SMB (D. McAlpine, comm. pers., 2012). Au Québec, on a recensé 17 chauves-souris nordiques et 5 petites chauves-souris brunes dans la caverne Laflèche (Hitchcock, 1940), et 58 chauves-souris nordiques ont été baguées entre 1939-1958, contre 124 petites chauves-souris brunes (Hitchcock, 1965). On a recensé 2 592 chauves-souris nordiques (19 % du total des *Myotis*) dans cinq grottes en 2008-2009 (Mainguy *et al.*, 2011). En Ontario, Hitchcock (1965) estimait qu'il pourrait capturer le plus grand nombre de chauves-souris dans cinq grottes de la région d'Ottawa-Belleville; il y a recensé 17 (18 %), 58 (21 %), 6 (0,5 %), 183 (14 %) et 96 (3,3 %) chauves-souris nordiques. Fenton (1969) a recensé 117 chauves-souris nordiques (2 % du nombre total de *Myotis*) et 5 712 petites chauves-souris brunes à la mine Renfrew. La population canadienne de cette espèce était probablement supérieure à 1 million avant l'apparition du SMB.

Perimyotis subflavus :

La taille de la population est inconnue, mais l'espèce est relativement rare dans les Maritimes et au Québec, et est rare ou peu commune dans certaines parties de l'Ontario. Elle est également rare dans les États voisins du Vermont (Darling et Smith, 2011) et du Maine (Zimmerman et Glanz, 2000). Au Nouveau-Brunswick, très peu de chauves-souris de cette espèce ont été recensées en été (49 appels d'écholocation sur un total de 160 000, soit moins de 0,2 %) (Broders *et al.*, 2001). En Nouvelle-Écosse, elle ne représentait que 12 % du nombre de plus de 30 000 appels d'écholocation enregistrés, et 6 % des chauves-souris capturées pendant l'été (Broders *et al.*, 2003). En s'appuyant sur les résultats de trois projets d'études supérieures, H. Broders (comm. pers.) a calculé qu'il existait de 1 000 à 2 000 pipistrelles de l'Est femelles adultes en Nouvelle-Écosse avant l'apparition du SMB. Au Québec, 30 (0,2 %) des 10 268 appels d'écholocation enregistrés entre 2000 et 2009 sur plusieurs (3 à 15) routes de relevés acoustiques estivaux de 20 km ont été attribués à la pipistrelle de l'Est (Jutras *et al.*, 2011). Sur l'île de Montréal, la pipistrelle de l'Est a été la moins nombreuse (4,3 %) des quatre espèces enregistrées lors des relevés acoustiques effectués dans 24 sites différents (Fabianek *et al.*, 2011). L'abondance de la pipistrelle de l'Est en Ontario varie d'une région à l'autre. On a signalé sa présence dans le centre de la province (parc Algonquin), et elle est considérée relativement commune dans la région de Kingston, au sud-est (MacDonald *et al.*, 1994; B. Fenton, comm. pers.). Cependant, on n'en a découvert qu'à deux reprises avant 1940 (Hitchcock, 1940), et les relevés acoustiques d'une durée totale de 133 heures effectués en été dans 198 sites du sud-ouest de l'Ontario et de la péninsule Bruce n'en ont dépisté aucune (Furlonger *et al.*, 1987).

Dans la majeure partie de l'aire de répartition canadienne, les nombres de pipistrelles de l'Est enregistrés dans les gîtes d'hibernation sont semblables à ceux enregistrés l'été, ce qui donne à penser que les données hivernales fournissent une estimation correcte de la population canadienne, et que les déclins mesurés dans les gîtes d'hibernation sont valides. Sur le total approximatif de 7 000 chauves-souris dénombrées dans six gîtes d'hibernation du Nouveau-Brunswick en 2010-2011, 20 seulement (< 0,2 %) étaient des pipistrelles de l'Est (Vanderwolf *et al.*, 2012). Les recensements effectués à l'entrée de gîtes d'hibernation de la Nouvelle-Écosse n'ont pas été plus fructueux (47 individus) (H. Broders, comm. pers.). Au Québec, quatre (1,4 %) des 281 chauves-souris baguées dans la caverne Laflèche (Saint-Pierre-de-Wakefield) étaient des pipistrelles de l'Est (Hitchcock, 1965). La présence de cette espèce a été signalée dans deux grottes sur cinq en 2007-2008 et en 2008-2009; on en a compté 17 (0,1 % du total) et 19 (0,1 %) respectivement (Mainguy *et al.*, 2011). En Ontario, cette espèce représente une petite proportion (p. ex., 0,2, 1, 4,5 %) de toutes les chauves-souris observées dans des grottes de diverses tailles (Hitchcock, 1949, 1965).

Fluctuations et tendances

Avant l'apparition du SMB (voir **Facteurs limitatifs et menaces**), les populations étaient considérées comme relativement stables à l'échelle régionale (Frick *et al.*, 2010a; b), mais elles variaient à l'échelle locale étant donné que les colonies sont exposées à des événements rares et localisés. Par exemple, une crue éclair dans un gîte d'hibernation du Kentucky a entraîné la mort de plus de 5 000 chauves-souris (DeBlase *et al.*, 1965); l'exposition à un alcaloïde toxique produit par une algue bleue dans un lac de la région d'Edmonton (Alberta) a tué environ 1 000 chauves-souris (*Myotis* et chauves-souris cendrées) (Pybus *et al.*, 1986). De tels incidents peuvent être la cause de taux de mortalité élevés, mais ils frappent d'ordinaire un seul gîte ou une seule colonie de maternité, sans avoir d'effet sensible sur l'ensemble de la population vivant dans une région.

Les informations concernant les tendances des populations sont limitées, et la plupart ne portent que sur les zones touchées par le SMB. Sur les 42 sous-populations de petites chauves-souris brunes contrôlées aux États-Unis sur une période de 10 à 30 ans jusqu'à l'apparition du SMB, 64 % se montraient stables, 31 % étaient en croissance, et 5 % étaient en déclin (Ellison *et al.*, 2003). Au Vermont, les données recueillies sur 23 gîtes d'hibernation ayant fait l'objet de programmes de surveillance de durée variable (de 10 à 60 ans) ont laissé constater que la population de petites chauves-souris brunes était en général stable ou en hausse avant l'apparition du SMB. Les sous-populations de certains gîtes d'hibernation affichaient des variations intra-annuelles inférieures à 20 % en plus ou en moins, et ont subi à plusieurs reprises un déclin d'environ 50 % sur 2 à 3 ans, pendant une période globale de 60 ans (Trombulak *et al.*, 2001). S'agissant de la chauve-souris nordique, 25 % des 12 sous-populations suivies avant l'apparition du SMB aux États-Unis étaient en hausse, et 75 % étaient stables (Ellison *et al.*, 2003). On a constaté la même tendance à la stabilité ou à la croissance chez 44 sous-populations de pipistrelles de l'Est aux États-Unis.

Frick *et al.* (2010a) ont conclu qu'avant l'apparition du SMB, 19 des 22 gîtes d'hibernation du nord-est des États-Unis (86 %) abritaient des populations stables ou en croissance depuis 30 ans. Il n'existe pas de données sur les tendances régionales des sous-populations au Canada; plusieurs études ont été réalisées dans le sud de l'Ontario (*i.e.*, Hitchcock, 1965; Fenton, 1970a; Keen et Hitchcock, 1980), mais elles remontent toutes à plus de 30 ans.

Le déclin de certaines populations de chauves-souris cavernicoles de l'est des États-Unis fait l'objet d'un suivi depuis les années 1950 (Mohr, 1952; Pierson, 1998), et plusieurs espèces — en particulier la chauve-souris de l'Indiana (*Myotis sodalis*) — figurent sur la liste des espèces en voie de disparition aux États-Unis.

Un déclin sans précédent a été amorcé en 2006 avec l'apparition du SMB (voir **Facteurs limitatifs et menaces**); on estime qu'un million de chauves-souris de diverses espèces sont mortes dans le nord-est des États-Unis au cours des trois années qui ont suivi l'apparition du syndrome (Kunz et Tuttle, 2009), et que 5,7 à 6,7 millions de chauves-souris seraient mortes en six ans (communiqué de presse du Fish and Wildlife Service des États-Unis, 17 janvier 2012). Les informations présentées ci-dessous sur les tendances des populations portent sur le nord-est des États-Unis parce que le SMB sévit depuis plus longtemps dans cette région et y a donc fait l'objet d'études plus approfondies. Les répercussions du syndrome observées dans cette région présageaient de ce qui est arrivé depuis dans les Maritimes et de ce qui arrivera probablement dans d'autres régions du Canada. Le déclin total observé des populations de *Myotis* des gîtes d'hibernation connus de la Nouvelle-Écosse, du Nouveau-Brunswick, de l'Ontario et du Québec, entre l'apparition du SMB et les recensements les plus récents effectués à ces endroits, s'établit à 94 % (de 86 952 à 5 225; voir ci-dessous). L'évolution de la situation au Canada est décrite après l'exposé des données portant sur la situation aux États-Unis. Nous présentons à l'annexe 1 un exposé des divers enjeux liés à la collecte des données.

Myotis lucifugus – données des États-Unis

Au moins 115 gîtes d'hibernation étaient infectés par le SMB quatre ans après l'apparition du syndrome en Amérique du Nord; le déclin annuel des populations atteintes s'établissait en moyenne à 73 % (étendue : 30-99 %) (Frick *et al.*, 2010a). La plupart des chauves-souris infectées étaient des petites chauves-souris brunes. Le déclin moyen mesuré dans 54 gîtes d'hibernation de six États du nord-est des États-Unis après deux années d'exposition au SMB atteignait 91 % pour la petite chauve-souris brune (tableau 1; Turner *et al.*, 2011). Dans 12 des 54 sites, toutes les chauves-souris sont disparues. En 2011, le SMB avait été détecté dans 190 gîtes répartis dans 16 États et quatre provinces. Une enquête réalisée par des biologistes d'État au printemps 2012 a conduit à conclure que la presque totalité des gîtes d'hibernation importants connus du nord-est des États-Unis étaient infectés par le SMB (Herzog et Reynolds, 2012).

Tableau 1. Abondance de la petite chauve-souris brune dans les gîtes d'hibernation du nord-est des États-Unis exposés depuis au moins deux ans au syndrome du museau blanc, en 2011. Adapté de Turner *et al.*, 2011, sauf pour les données du Maryland (D. Feller, comm. pers.).

État (n^{br} de sites)	Population Pré-SMB	Population > 2 ans post-SMB	Variation (%)	N^{br} de sites désertés
New York (38)	326 867	28 890	-91	10
Pennsylvanie (6)	14 229	198	-99	1
Vermont (3)	644	26	-96	1
Virginie (2)	4 844	1 032	-79	0
Virginie-Occidentale (3)	394	26	-93	0
Maryland (4)	832	59	-93	1
Total (56)	347 810	30 231	-91	13 (23 %)

Note : Au Vermont, l'identification des espèces est plus facile puisque tous les sites ont un plafond bas (S. Darling, comm. pers.).

On prévoit que la petite chauve-souris brune sera fonctionnellement disparue (moins de 1 % de la population pré-SMB) dans le nord-est des États-Unis d'ici 2026 (Frick et al., 2010a). L'analyse s'est appuyée sur les taux de croissance affichés pendant 30 ans par les populations de 22 gîtes d'hibernation du nord-est des États-Unis, étalonnés à partir du taux de croissance établi dans le cadre de l'étude détaillée d'une population particulière (Frick et al., 2010b); elle a comparé les déclins mesurés dans les sites infectés et dans les sites indemnes. Les simulations effectuées sur un modèle de population stochastique comptant au départ 6,5 millions d'individus ont permis d'établir les niveaux de population correspondant à divers taux d'infection dans les gîtes d'hibernation, en supposant un taux de croissance de 1,08. En utilisant les déclins moyens observés au cours des trois premières années d'infection (85, 62 et 45 % respectivement) et en supposant un taux futur de déclin de 45 %, on a établi à 99 % la probabilité de disparition de la sous-population d'ici 2026. En supposant un déclin futur de 10 % par année, on obtient une probabilité de disparition de 90 % en 65 ans. Les taux de déclin devraient être inférieurs à 5 % pour que l'on puisse compter sur une baisse sensible de la probabilité de disparition de l'espèce d'ici 100 ans.

Lorsqu'elles sont disponibles, les données d'été indiquent des déclins semblables à ceux mesurés durant l'hiver. On constate des déclins supérieurs à 70 % dans l'ensemble de la région, sans égard à l'endroit ni à la méthode de détection (tableau 2). Dzal *et al.* (2011) ont observé une baisse de 78 % des activités estivales de la petite chauve-souris brune dans un rayon de 100 km du site original d'infection par le SMB, deux ans après l'apparition du syndrome. Une baisse d'activité de 72 % (principalement de la petite chauve-souris brune; Brooks, 2009) a été enregistrée dans le centre du Massachusetts après l'apparition du SMB (Brooks, 2011). Dans le nord-ouest de l'État de New York, une comparaison des niveaux d'activités estivales des petites chauves-souris brunes mesurés avant et après l'apparition du syndrome a laissé constater une baisse sensible : réduction de 14 à 2 du nombre moyen de séquences d'appels d'écholocation par heure à la fin de l'été (Ford *et al.*, 2011). Les résultats de la surveillance des petites chauves-souris brunes réalisée par relevés des colonies de

maternité d'été au Massachusetts indiquent des déclins de plus de 70 % au cours des 3 dernières années (Gillman *et al.*, 2011; données inédites) et correspondent aux déclins moyens fondés sur les données recueillies en hiver (Frick *et al.*, 2010a). En Virginie-Occidentale, les taux annuels de capture de petites chauves-souris brunes un an après l'apparition du SMB avaient baissé de 80 % par rapport à ceux enregistrés 12 ans avant l'apparition du syndrome (Francl *et al.*, 2012).

Tableau 2. Comparaison des indices d'abondance de la petite chauve-souris brune, établis par diverses méthodes à l'extérieur des périodes d'hibernation dans le nord-est des États-Unis, avant ou au début de l'infection par le syndrome du museau blanc, et plusieurs années après l'apparition du syndrome. Les méthodes d'étude sont décrites dans les articles cités en référence.

État	Avant ou au début de l'infection (année)	Après l'infection (année)	Variation (%)	Source
New York				
Relevés acoustiques (nord-ouest)	Moyenne de 14 relevés/h	2	-86	Ford *et al.*, 2011
Relevés acoustiques (région d'Albany)			-78	Dzal *et al.*, 2011
Vermont				
Piégeage à l'émergence printanière	56,5 / h (2008)	10,7 (2010)	-81	
Captures au filet japonais (28 sites)			-99	
Colonies de maternité				Toutes les données tirées de
a) colonies historiques	6 sites actifs	1 (2010)	-83	Darling et Smith, 2011
b) colonies récentes	250 comptées	63	-75	
Relevés acoustiques				
a) Parc d'éoliennes de Rutland	45 relevés par détecteur-nuit (2007)	7 (2010)	-84	
b) Sites fixes; toutes les espèces de Myotis			-88	
c) Camp Johnson; toutes les espèces de Myotis	56 % de tous les appels (2007)	5 (2010)	-91	
Piégeage à l'essaimage d'automne; 2 mines				
a) Elizabeth (effort constant)	124 / piège-heure (2006)	0,2 (2010)	-100	
b) Frostbite (effort constant)	58 / piège-heure (2005)	0 (2010)	-100	
Massachusetts				
Relevés acoustiques	Moyenne de 6,0 +/-1,73 appels/h (2004-2006)	1,67 +/-0,84 (2010)	-72	Brooks, 2011

État	Avant ou au début de l'infection (année)	Après l'infection (année)	Variation (%)	Source
Colonies de maternité			>- 70 au cours des 3 dernières années	Gillman *et al.*, 2011
Virginie				
Piégeage à l'essaimage d'automne (5 sites)	Moyenne de 14 captures avant l'apparition du SMB	2 (2011)	- 86	R. Reynolds, comm. pers.
Virginie-Occidentale				
Piégeage estival au filet japonais (44 sites;	Moyenne de 16,9 captures (2005-2008)	4,6 (2011)	-73	C. Johnson, comm. pers.
mêmes sites et même effort)				
Filet japonais	0,836 capture par filet-nuit	0,168	-80	Francl *et al.*, 2012

Myotis lucifugus – Données du Canada

Les déclins enregistrés dans les régions canadiennes où le SMB est apparu sont semblables à ceux enregistrés aux États-Unis. Dans l'est de l'Ontario, huit gîtes d'hibernation ont été visités de 2009 à 2011, et tous ont été infectés, affichant des déclins moyens de 74 % après un an, et de 92 % pour trois sites après 2 ans. Le déclin total mesuré entre la date d'infection et les données les plus récentes s'établit à 93 % (tableau 3). Le nombre de petites chauves-souris brunes est inconnu, mais on juge qu'elle est l'espèce la plus abondante compte tenu des identifications effectuées à l'occasion, pendant les relevés, et des données de travaux antérieurs (p. ex., Fenton (1969) a capturé 5 770 petites chauves-souris brunes, soit 91 % de toutes les chauves-souris présentes dans certains de ces gîtes). Les données des campagnes de piégeage et des relevés acoustiques réalisés en Ontario ne sont toujours pas disponibles (J. Bowman, comm. pers.).

Tableau 3. Abondance des *Myotis* présents dans l'ensemble des gîtes d'hibernation ontariens qui ont fait l'objet de relevés avant et après l'apparition du syndrome du museau blanc (SMB). Le syndrome a été découvert pour la première fois en Ontario en hiver 2009-2010. Données fournies gracieusement par L. Hale (OMNR).

	Hiver						
Gîtes d'hibernation dans la zone touchée par le SMB	**2009-2010 Automne**	**2010-2011 Automne**	**2011-2012 Automne**	**2012-2013 Automne**	**% de var. après 1 an**	**% de var. après 2 ans**	**% de var. depuis la 1re détection**
Craigmont	***30 461***	24 837	1 457	1 263	-18	-95	-96
Hunt (Renfrew)	***14 378***	7 005	2 638	2 097	-51	-82	-85
Crystal Lake	725	***539***	17	18	-97	-97	-97
Croft*		***3 000+***	1 537		-49		
Silver Crater		***251***	29	35	-88	-86	-86
MacDonald*		***21***	0		-100		
Watson		***96***	0	8	-100	-92	-92
Clyde Forks		***117***	7	1	-94	-99	-99
Total	n.d.	min. 35 866	5 685	3 422	-74	-92	
Total régional	46 049			3 422			-93

Notes :

1) Dénombrements effectués d'octobre à novembre. Les données ne distinguent pas les deux espèces de *Myotis*.

2) Les valeurs en caractères italiques gras indiquent les relevés au cours desquels le SMB a été détecté pour la première fois, visuellement ou par des méthodes de diagnostic.

3) * Les sites de Croft et de MacDonald ont été condamnés en 2012, après le relevé initial; le site de Croft n'a été recensé qu'à 50 % en 2010.

4) Les totaux régionaux représentent les meilleures données disponibles sur le nombre de chauves-souris recensées dans la région ou dans un site (46 049) dans l'année où le SMB a été détecté, et le chiffre le plus récent pour les mêmes sites (3 422). Les données correspondant aux sites de Croft et de MacDonald sont incomplètes et ne sont pas incluses.

Au Québec, dans les quatre gîtes d'hibernation sur lesquels on possède des données antérieures à l'hiver 2009-2010 (au cours duquel le SMB a été détecté pour la première fois), les déclins ont atteint 98 à 100 %; le déclin global établi pour l'ensemble des six sites pour lesquels on peut comparer les données de la période antérieure ou immédiatement postérieure à la première observation du syndrome à celles de la période de relevé la plus récente atteint 98 % (tableau 4; Mainguy *et al.*, 2011). En automne 2011, le nombre de chauves-souris recensées dans le gîte de la Mine-aux-Pipistrelles, dans le sud du Québec, près de la frontière des États-Unis — le site le plus proche de l'origine du SMB — était passé de plus de 5 000 à 8 individus (déclin minimum de 99 %), d'après les centaines de chauves-souris mortes trouvées sur le sol). Des signes du SMB ainsi que « beaucoup » de chauves-souris mortes ont été observés dans un autre site (mine Emerald) en février 2010. La plupart (99 %) des chauves-souris recensées dans le gîte étaient des petites chauves-souris brunes.

Tableau 4. Abondance des petites chauves-souris brunes dans l'ensemble des gîtes d'hibernation québécois qui ont fait l'objet de relevés avant et après l'apparition du syndrome du museau blanc (SMB). Tous les gîtes se trouvent à l'intérieur de la zone touchée par le SMB. Le syndrome a été découvert pour la première fois au Québec en hiver 2009-2010. (Source : Mainguy *et al.*, 2011; J. Mainguy et A. Simard, comm. pers.).

Gîte d'hibernation	Hiver								% de var. depuis l'apparition du SMB
	2007-2008	2008-2009	2009-2010		2010-2011	2011-2012		2012-2013	
	Tard	Tard	Tôt	Tard	Tard	Tôt	Tard	Tard	
Halifax	856	823	780				3	0	-100
Mine-aux-Pipistrelles	5 240	4 795		***4393***		5		n.d.	-99
Québec Copper	3 046	2 760	3 400				0	n.d.	-100
Mine Emerald			***662***				12	25	-98
Trou de la Fée					263		***166***	57	-66
Caverne Laflèche					304		72	69	-77
Total	9 142	8 378	8 525			186		151	-98*

Notes:

1) Abondance fondée sur comptages visuels. « Tard » = mars à avril; « Tôt » = novembre à février.

2) Valeurs en caractères italiques gras = relevés réalisés lorsque le SMB a été détecté pour la première fois au site; les sites de Halifax et de Copper étaient vraisemblablement infectés en 2009-2010. La plupart des sites n'ont pas été visités en 2010-2011 à cause de contraintes budgétaires.

3) % de var. = différence entre les résultats obtenus pendant l'année où le syndrome a été détecté pour la première fois au Québec (2009-2010) et ceux des estimations de l'abondance les plus récentes.

4) Les relevés effectués à Québec Copper ont été incomplets en 2012 à cause d'une inondation. Cependant, les endroits visités auraient dû contenir des chauves-souris, comme au cours des années antérieures.

5) Les totaux ne représentent que les sites qui ont fait l'objet de relevés à toutes les années.

6) D'autres sites ont été visités (p. ex., St. Robert Metal, Copperstream, Frontenac) mais sont exclus parce que les données ne couvrent pas la période postérieure à l'apparition du SMB (2009-2010).

* Le pourcentage de variation correspond à la différence entre les meilleurs résultats disponibles sur le nombre de chauves-souris recensées dans la région ou dans un site (9 092 chauves-souris; 2009-2010 – 2010-2011) dans l'année où le SMB a été détecté, et le recensement le plus récent (151 chauves-souris en 2012-2013).

Au Nouveau-Brunswick, 10 sites ont été contrôlés pour la détection du SMB en 2010-2013. La présence du SMB a été constatée pour la première fois en mars 2011, quand 83 % des 6 084 chauves-souris de la grotte Berryton sont mortes ou ont disparu en un mois (McAlpine *et al.*, 2011). L'hiver suivant, 350 chauves-souris ont été recensées en décembre (2011), et deux ans plus tard (avril 2013), il n'y en avait plus aucune (tableau 5). Les chauves-souris restent d'ordinaire dans leur gîte d'hibernation jusqu'à la mi-mai. Les réductions observées ne sont donc pas dues au départ des chauves-souris vers leurs aires d'alimentation estivales, mais trahissent un véritable déclin (D. McAlpine, comm. pers.). Les données combinent les deux espèces de *Myotis*; 607 (66 %) des 919 chauves-souris capturées en août 2010 pendant l'essaimage aux grottes Berryton et Whites, et 9 (20 %) des 45 chauves-souris capturées à la grotte Howes en 2011 étaient des petites chauves-souris brunes (H. Broders, comm. pers.). Par ailleurs, un échantillon de 357 individus morts pendant l'événement de 2011 dans la grotte Berryton renfermait 91 % de petites chauves-souris brunes (D. McAlpine, comm. pers.). En 2010-2012, les tests de diagnostic et les examens post mortem ont confirmé la présence du SMB chez 27 des 31 petites

chauves-souris brunes recueillies dans les gîtes et à l'extérieur (S. McBurney, comm. pers.). En mars 2013, des cas de SMB ont été observés dans l'ensemble des 10 gîtes d'hibernation connus, engendrant des déclins variant de 33 à 100 %. En avril 2013, il restait 79 *Myotis* dans les gîtes connus du Nouveau-Brunswick. Le déclin mesuré dans cette province entre la date de la première observation du SMB et mars 2013 a atteint 99 %.

Tableau 5. Abondance des *Myotis* dans l'ensemble des gîtes d'hibernation du Nouveau-Brunswick qui ont fait l'objet de relevés avant et après l'apparition du syndrome du museau blanc (SMB). Le SMB a été détecté pour la première fois dans cette province à la fin de l'hiver 2010-2011 (mars). Données fournies gracieusement par D. McAlpine et K. Vanderwolf (Musée du Nouveau-Brunswick).

Gite d'hibernation	2008-2009		2009-2010		2010-2011		2011-2012		2012-2013		% de var. depuis l'apparition du SMB
	Tôt	Tard	Tôt	Tard	Tôt	Tard	Tôt	Tard	Tôt	Tard	
Howes	182	117	171		200		221	***178***	128	15	-92
Harbell		10	23		32		33	29	***19***	1	-95
Kitts			24		15		***20***	6	4	0	-100
Markhamville			226			151	***272***	302	232	17 (+6 mortes)	-94
Glebe Mine			159			155	192	***205***, 174	270	22 (+18 mortes)	-89
Underground		336		237		243	***204***	53	19	13	-94
Berryton				934		***6 087***	350	5	12	0	-100
White				211		192	***219***	46	23	9	-96
Dorchester							***140***	1	5	0 (+2 mortes)	-100
Dallings		3	0	0	0		3	1 (+***2*** mortes)	6	2	-33
Total			1 985		***7 075*** *		1 654	794-825	718	79	-99^

Notes :

1) Abondance fondée sur les données de 2-3 enquêteurs; « Tard » = mars à avril, « Tôt » = novembre à février.

2) Valeurs en caractères italiques gras = relevés réalisés lorsque le SMB a été détecté pour la première fois par des méthodes visuelles.

3) % de var. = différence entre les résultats obtenus pendant l'année où le syndrome a été détecté pour la première fois et ceux du recensement le plus récent; des visites répétées ont facilité la détection du déclin pendant cet hiver.

4) * On croit que la hausse indiquée serait due à l'apparition de chauves-souris jusque-là passées inaperçues qui se sont déplacées vers l'entrée où elles ont pour la plupart été trouvées mortes ou infectées par le SMB.

5) Les totaux ne représentent que les sites qui ont fait l'objet de relevés à toutes les années. Le pourcentage de variation est établi à partir du total de l'année de l'apparition du SMB (2011) et du total établi à la fin de l'hiver 2013.

^ Le pourcentage de variation correspond à la différence entre les meilleurs résultats disponibles sur le nombre maximal de chauves-souris recensées dans la région ou dans un site (7 473 chauves-souris; 2010-2011 – 2011-2012) dans l'année où le SMB a été détecté, et le recensement le plus récent (79 chauves-souris en 2012-2013).

Jusqu'en 2012-2013, la plupart des données sur le SMB en Nouvelle-Écosse correspondaient à des rapports d'observations de chauves-souris en vol pendant l'hiver et aux carcasses soumises (> 550); 35 des 45 petites chauves-souris brunes testées de 2010 à 2012 étaient atteintes du SMB (S. McBurney, comm. pers.). Les données qui suivent viennent de H. Broders (Saint Mary's University) : le SMB a été observé pour la première fois chez les chauves-souris en hibernation au printemps 2012, et les cinq gîtes étaient infectés. Des déclins étaient évidents dans certaines grottes (p. ex., 23, 25 %), mais un des sites a affiché une augmentation (27 %), et le déclin global est resté limité à 5 % (tableau 6). Comme prévu à partir des tendances observées ailleurs, le deuxième hiver s'est avéré catastrophique : en 2012-2013, les populations de *Myotis* (*M. lucifugus* et *M. septentrionalis*) ont été réduites de 20 177 individus; des déclins de 89 à 99 % ont été enregistrés dans chaque grotte, la moyenne pour la Nouvelle-Écosse s'établissant à 93 %. Le recensement de fin d'hiver a été réalisé pendant la deuxième semaine d'avril, alors qu'on s'attendait à ce qu'il reste de 2 à 6 semaines d'hibernation. Ainsi, le taux de mortalité pour l'hiver entier a probablement dépassé 93 %. Les chauves-souris mortes étaient probablement surtout des petites chauves-souris brunes; 71 % des 5 974 chauves-souris capturées à l'entrée de cinq gîtes d'hibernation appartenaient à cette espèce.

Tableau 6. Abondance des *Myotis* dans l'ensemble des gîtes d'hibernation de la Nouvelle-Écosse qui ont fait l'objet de relevés avant et après l'apparition du syndrome du museau blanc (SMB). Le SMB a été détecté pour la première fois dans cette province à la fin de l'hiver 2011-2012. Données fournies gracieusement par H. Broders (St. Mary's University).

Gîte d'hibernation	Hiver										% de var. depuis l'apparition du SMB
	2008-2009		2009-2010		2010-2011		2011-2012		2012-2013		
	Tôt	Tard	Tôt	Tard	Tôt	Tard	Tôt	Tard	Tôt	Tard	
Cheverie	270			244		217	147	***200***	97	22	-89
Hayes						14 923	17 268	***16 746***	16 148	1 511	-91
Minasville							769	***591***	899	31	-95
Rawdon	1 335		1 224		1 213		1141	***860***	396	3	-99
Lake Charlotte*								***3351***	3 347	4	-99
Total							19 325	***18 397***	20 887	1 571	-93^

Notes:

1) Abondance fondée sur la moyenne des résultats de 2-3 recensements indépendants réalisés par le personnel de la St. Mary's University.

2) Les données provenant de deux sites supplémentaires ont été exclues parce qu'aucune visite n'y avait été faite après l'apparition du SMB.

3) Valeurs en caractères italiques gras = relevés réalisés lorsque le SMB a été détecté pour la première fois.

4) * Ce site a été visité trois fois (méthodes de recensement inconnues); les comptages ont donné 2 973 (1996-97), 2 079 (2000-2001) et 2 761 (2003-2004) individus.

5) Les totaux ne représentent que les sites qui ont fait l'objet de relevés à toutes les années; les données de Lake Charlotte ne sont pas incluses dans le total de 2011-2012.

^ Le pourcentage de variation correspond à la différence entre les meilleurs résultats disponibles sur le nombre maximal de chauves-souris recensées dans la région ou dans un site (22 729 chauves-souris; 2011-2012) dans l'année où le SMB a été détecté, et le recensement le plus récent (1 571 chauves-souris en 2012-2013).

Les données recueillies en été sont moins complètes. En Ontario, le nombre de chauves-souris a diminué dans cinq colonies de maternité (étendue : 4-89 %) et augmenté dans une colonie (12 %), mais la variation globale du nombre total maximal de chauves-souris par colonie entre le moment de l'apparition du SMB et le recensement le plus récent s'établit à -71 % (tableau 7). Au Québec, les meilleures données disponibles provenant de quatre colonies de maternité indiquent un déclin moyen de 96 % (tableau 8). Les données sur la taille ou les tendances des populations recueillies en été dans les colonies de maternité ne sont pas disponibles pour les Maritimes, sauf en ce qui concerne les déclins récents observés en été 2012 dans quatre colonies de maternité de Nouvelle-Écosse où les effectifs sont passés de plusieurs centaines d'individus à quelques-uns seulement, y compris dans un site où le nombre de petites chauves-souris brunes femelles munies de PIT-tags est passé de 45 à 11 (H. Broders, comm. pers.). Des rapports anecdotiques signalent la présence de « quelques rares chauves-souris » dans certaines régions du Nouveau-Brunswick, mais il n'existe pas de données quantitatives. Au Québec, les données acoustiques recueillies sur les routes donnent à conclure que le nombre de *Myotis* (*M. lucifugus, M. septentrionalis et M. leibii*) n'a pas changé sensiblement de 2000 à 2011. Cependant, l'abondance moyenne la plus faible des *Myotis* a été observée en 2011, et des déclins importants ont été enregistrés dans les régions de Québec, de Lanaudière, de l'Outaouais et de l'Abitibi où la présence du SMB a été constatée (N. Desrosiers, M. Delorme, A. Simard et I. Gauthier, comm. pers., 2013).

Tableau 7. Abondance de la petite chauve-souris brune dans l'ensemble des colonies de maternité de l'Ontario qui ont fait l'objet de relevés avant et après l'apparition du syndrome du museau blanc (SMB). Le SMB a été détecté pour la première fois dans cette province à la fin de l'hiver 2009-2010. Données fournies gracieusement par L. Hale (OMNR).

Colonies de maternité dans l'aire de répartition du SMB	2010		2011		% de var.
	Fin mai	Mi-juillet	Fin mai	Mi-juillet	
Église de Springtown		> 500		53	-89
Église de Foy Road		67		75	+12
Église de Burnstown		400		58	-86
Fermes Cameron	57		52		-9
Église de Petawawa		81		78	-4
Total	1 105		316		-71

Note :
Variation totale en % = différence entre le nombre total maximal d'individus présents dans les colonies recensées en 2010 (n = 1 105) et le total des plus récents recensements (n = 316).

Tableau 8. Abondance de la petite chauve-souris brune dans l'ensemble des colonies de maternité du Québec qui ont fait l'objet de relevés avant et après l'apparition du syndrome du museau blanc (SMB). Le SMB a été détecté pour la première fois dans cette province à la fin de l'hiver 2009-2010. Données fournies gracieusement par A. Simard.

Colonies de maternité dans l'aire de répartition du SMB	1999	2000	2001	2004	2009	2010	2011	2012	2013	% de var.
Domaine Joly, Lotbinière					1 500		700	389	64	-94
Grosse-Île, Bas-Saint-Laurent	201	162							4	-98
Fort Lennox, Montérégie						243			17	-93
Lac fou, Portneuf			75	200		60	160	35	3	-99
Variation totale en %										-96

Note :

1) Les valeurs correspondant au Domaine Joly pour 2009 et 2011 sont des estimations.

2) Le % de variation est la différence entre le résultat le plus élevé et le résultat le plus bas.

3) Variation totale en % = différence entre le nombre total d'individus présents dans les colonies recensées en 2009 ou plus tard (n = 2 144) et le total des plus récents recensements (n = 88). Si on ne prend en compte que les données recueillies depuis l'apparition du SMB, le déclin moyen mesuré sur trois sites s'établit à -95 %.

Myotis septentrionalis – données des États-Unis

Les tendances des populations de chauves-souris nordiques dans le nord-est des États-Unis imitent celles observées dans le cas de la petite chauve-souris brune. Les données d'hiver laissent conclure que les populations de 32 gîtes d'hibernation (infectés depuis deux ans ou plus) dans cette région ont subi un déclin supérieur à 98 % (tableau 9; Turner *et al.*, 2011). Les chauves-souris sont disparues de 23 de ces 32 gîtes (72 %). Les données d'été corroborent les déclins enregistrés en hiver. Toutes les études réalisées avec un éventail de méthodes laissent conclure à des déclins variant de 30 à 100 % (tableau 10). Ford *et al.* (2011) ont constaté une baisse sensible de l'activité des chauves-souris dans le nord-ouest de l'État de New York (baisses de 0,7 à 0,4 (43 %) du nombre moyen de séquences d'appels d'écholocation par heure). Les résultats préliminaires obtenus pour 200 transects dans 24 États laissent conclure à un déclin important des effectifs pendant l'été dans la zone touchée par le SMB (c.-à-d. la quasi-disparition de la chauve-souris nordique dans l'État de New York, l'espèce n'ayant plus été décelée dans la plupart des transects; Britzke *et al.*, 2011, données inédites). Les données acoustiques sont corroborées par les données de captures; les chauves-souris nordiques étaient régulièrement capturées avant l'apparition du SMB, mais ne sont désormais capturées que rarement dans l'État de New York (C. Herzog, comm. pers.), la probabilité de capture étant passée de 0,3 à 0,015. En Virginie-Occidentale, les relevés au filet japonais effectués dans les 46 sites et avec le même effort ont laissé constater un déclin important, la moyenne des captures étant passée de 14,7 avant l'apparition du SMB (2005-2008) à 7,3 en 2011 (Johnson et Sanders, 2012; C. Johnson, comm. pers.). Une évaluation de 5 469 chauves-souris nordiques capturées à l'échelle de cet État a laissé constater un déclin de 77 % des taux de capture entre la période pré-SMB (1998-2007) et la période post-SMB (2010) (Francl *et al.*, 2012). Au Vermont, les résultats des campagnes de piégeage aux sites d'essaimage d'automne et les relevés acoustiques effectués à des sites fixes ont laissé constater des déclins très marqués (S. Darling, comm. pers.).

Tableau 9. Abondance de la chauve-souris nordique dans les gîtes d'hibernation du nord-est des États-Unis exposés depuis au moins deux ans au syndrome du museau blanc, en 2011. Adapté de Turner *et al.*, 2011, sauf pour les données du Maryland (D. Feller, comm. pers.).

État (n^{br} de sites)	Population Pré-SMB	Population > 2 ans post-SMB	Variation (%)	N^{br} de sites désertés
New York (18)	619	17	-97	14
Pennsylvanie (5)	940	2	-100	4
Vermont (3)	60	0	-100	3
Virginie (1)	7	9	29	0
Virginie-Occidentale (3)	4	0	-100	1
Maryland (4)	12	0	-100	4
Total (32)	1 642	28	-98	26 (79 %)

Note : Au Vermont, l'identification des espèces est plus facile puisque tous les sites ont un plafond bas (S. Darling, comm. pers.).

Tableau 10. Comparaison des indices d'abondance de la chauve-souris nordique, établis par diverses méthodes à l'extérieur des périodes d'hibernation dans le nord-est des États-Unis, avant ou au début de l'infection par le syndrome du museau blanc, et plusieurs années après l'apparition du syndrome.

État	Avant ou au début de l'infection (année)	Après l'infection (année)	Variation (%)	Source
New York				
Relevés acoustiques (nord-ouest)	Moyenne de 0,7 relevé/h	0,4	-43	Ford *et al.*, 2011
Vermont				
Captures au filet japonais (28 sites)			-93,2 captures	
Relevés acoustiques				
a) Parc d'éoliennes de Rutland	115 relevés par détecteur-nuit (2007)	80 (2010)	-30	Toutes les données tirées de
b) Sites fixes, toutes les espèces de Myotis.			-88	Darling et Smith, 2011

État	Avant ou au début de l'infection (année)	Après l'infection (année)	Variation (%)	Source
c) Camp Johnson; toutes les espèces de Myotis.	56 % de tous les appels (2007)	5 (2010)	-91	
Piégeage à l'essaimage d'automne; 3 mines				
a) Elizabeth (effort constant)	35 / piège-heure (2006)	0 (2010)	-100	
b) Frostbite (effort constant)	36 / piège-heure (2005)	0 (2010)	-100	
c) Yager (effort constant)	24 / piège-heure (2005)	0 (2010)	- 100	
Massachusetts				
Relevés acoustiques	Moyenne de 6,0 +/-1,73 appels/h	1,67 +/-0.84	-72	Brooks, 2011
Colonies de maternité			>- 70 au cours des 3 dernières années	Gillman *et al.*, 2011
Virginie				
Piégeage à l'essaimage d'automne (5 sites)	Moyenne de 21 captures avant l'apparition du SMB	Moyenne de 2 (2011)	-90	R. Reynolds, comm. pers.
Virginie-Occidentale				
Piégeage estival au filet japonais (46 sites;				
mêmes sites et même effort)	Moyenne de 14,7 captures (2005-2008)	Moyenne de 7,3 (2011)	-50	C. Johnson, comm. pers.
Filet japonais	1,437 capture par filet-nuit	0,33	-77	Francl *et al.*, 2012

Myotis septentrionalis – Données du Canada

Le déclin total moyen des *Myotis* dans les gîtes d'hibernation ontariens surveillés a atteint 93 % depuis l'apparition du SMB (tableau 3). Les *Myotis* ne sont pas identifiés à l'espèce dans les données ontariennes, mais les huit gîtes surveillés contenaient des chauves-souris nordiques (L. Hale, comm. pers.). Compte tenu des résultats obtenus ailleurs, on présume que les taux de déclin de la chauve-souris nordique ont été semblables à ceux de la petite chauve-souris brune. Cette espèce représentait 3,2 % des 6 361 chauves-souris capturées dans 10 gîtes d'hibernation de la même région de 1966 à 1968 (Fenton, 1969), et il est probable qu'elle y est toujours présente. Au Québec, le nombre de chauves-souris nordiques présentes dans les quatre sites qui ont fait l'objet de recensements après l'apparition du SMB est passé de 1 609 à 2 individus, soit un déclin de 99,8 % (tableau 11).

Tableau 11. Abondance des chauves-souris nordiques dans l'ensemble des gîtes d'hibernation québécois qui ont fait l'objet de relevés avant et après l'apparition du syndrome du museau blanc (SMB). Tous les gîtes se trouvent à l'intérieur de la zone touchée par le SMB. Le syndrome a été découvert pour la première fois au Québec en hiver 2009-2010. (Source : Mainguy *et al.*, 2011; J. Mainguy, comm. pers., 2012).

Gîte d'hibernation	Hiver							% de var. depuis l'apparition du SMB
	2007-2008	2008-2009	2009-2010		2010-2011	2011-2012		
	Tard	Tard	Tôt	Tard	Tard	Tôt	Tard	
Halifax	95	92	195				0	-100
Mine-aux-Pipistrelles	524	816		***490***		2		-99
Québec Copper	537	487	850				0	?
Mine Emerald			74				0	-100
Total	1 156	1 395	1 609			2		-100^

Notes :

1) Abondance fondée sur comptages visuels. « Tard » = mars à avril; « Tôt » = novembre à février.

2) Valeurs en caractères italiques gras = relevés réalisés lorsque le SMB a été détecté pour la première fois au site; les sites de Halifax et de Copper étaient vraisemblablement infectés en 2009-2010. La plupart des sites n'ont pas été visités en 2010-2011 à cause de contraintes budgétaires.

3) % de var. = différence entre les résultats obtenus pendant l'année où le syndrome a été détecté pour la première fois au Québec (2009-2010) et ceux des estimations de l'abondance les plus récentes.

4) Les relevés effectués à Québec Copper ont été incomplets en 2012 à cause d'une inondation. Cependant, les endroits visités auraient dû contenir des chauves-souris, comme au cours des années antérieures.

5) Les totaux ne représentent que les sites qui ont fait l'objet de relevés à toutes les années.

6) D'autres sites ont été visités (p. ex., St. Robert Metal, Copperstream, Frontenac) mais sont exclus parce que les données ne couvrent pas la période postérieure à l'apparition du SMB (2009-2010).

*^ Le pourcentage de variation correspond à la différence entre les meilleurs résultats disponibles sur le nombre maximal de chauves-souris recensées dans la région ou dans un site (1 609 chauves-souris; 2009-2010) dans l'année où le SMB a été détecté, et le recensement le plus récent (2 chauves-souris en 2011-2012).

Les déclins enregistrés pour l'ensemble des *Myotis* au Nouveau-Brunswick (99 %; tableau 5) et en Nouvelle-Écosse (93 %; tableau 6) (voir *Myotis lucifugus – données du Canada*) valent probablement pour la chauve-souris nordique, compte tenu des observations suivantes : les chauves-souris nordiques sont présentes, ou probablement présentes, dans les gîtes d'hibernation; 312 (34 %) des 919 chauves-souris capturées en août 2010 pendant l'essaimage aux grottes Berryton et Whites, et 36 (80 %) des 45 capturées à la grotte Howes en 2011, appartenaient à cette espèce (H. Broders, comm. pers.). Par ailleurs, 30 (8,4 %) chauves-souris nordiques ont été identifiées dans un lot de 357 chauves-souris mortes recueillies dans la grotte Berryton en 2011 après la mort de 83 % des 6 084 chauves-souris qui s'y trouvaient (McAlpine *et al.*, 2011; D. McAlpine, comm. pers.). Les trois chauves-souris nordiques soumises à un test de dépistage du SMB en 2011-2012 ont donné des résultats positifs (S. McBurney, comm. pers.). En Nouvelle-Écosse, les chauves-souris nordiques représentaient 28 % des 5 974 chauves-souris capturées sur une période de 11 ans à l'entrée du gîte d'hibernation (H. Broders, données inédites). Quatre carcasses trouvées dans la nature et soumises à un test de dépistage du SMB 2011-2012 ont donné des résultats positifs (S. McBurney, comm. pers.).

Il n'existe pas de données sur la taille ou les tendances de la population, en été, dans les colonies de maternité de la chauve-souris nordique au Canada.

Frick *et al.* (2010a) prévoient que la petite chauve-souris brune aura fonctionnellement disparu d'ici 2026 (voir *Myotis lucifugus – données des États-Unis*). Il paraît justifié de prédire le même sort à la chauve-souris nordique puisque son cycle vital est très semblable (voir **Description morphologique, Habitat et Biologie**) et que les populations des deux espèces ont subi le même déclin catastrophique dans le nord-est des États-Unis et dans les Maritimes. Les résultats de Langwig *et al.* (2012) donnent par ailleurs à conclure que les populations de la chauve-souris nordique sont probablement fonctionnellement disparues du nord-est des États-Unis (voir *Transmission et risques d'infection*).

Perimyotis subflavus – données des États-Unis

Le déclin des populations de pipistrelles de l'Est dans les zones infectées (la majeure partie du nord-est des États-Unis) a été tout aussi catastrophique. Il s'établissait en moyenne à 76 %, en 2011, dans les gîtes d'hibernation de cette région (tableau 12; Turner *et al.*, 2011). Treize des 36 gîtes d'hibernation surveillés ont vu leur population chuter à zéro. Un des sites — grotte Coon, en Virginie — remarquable par le nombre inhabituel de pipistrelles de l'Est qu'il abritait, a vu sa population de chauves-souris passer de 920 individus avant l'apparition du SMB à 112 en 2011 (R. Reynolds, comm. pers.).

Tableau 12. Abondance de la pipistrelle de l'Est dans les gîtes d'hibernation du nord-est des États-Unis exposés depuis au moins deux ans au syndrome du museau blanc, en 2011. Adapté de Turner *et al.*, 2011, sauf pour les données du Maryland (D. Feller, comm. pers.).

État (n^{br} de sites)	Population Pré-SMB	Population > 2 ans post-SMB	Variation (%)	N^{br} de sites désertés
New York (20)	1 042	47	-95	9
Pennsylvanie (6)	284	28	-90	2
Vermont (5)	15	8	-47	2
Virginie (2)	746	627	-16	0
Virginie-Occidentale (3)	1 020	73	-93	0
Maryland (4)	437	100	-77	1
Total (40)	3 544	883	-75	14 (35 %)

Il est évident, d'après les données disponibles sur les sites infectés par le SMB, que le nombre de pipistrelles de l'Est a diminué en été (tableau 13). Par exemple, dans l'État de New York, un programme de relevés acoustiques de la pipistrelle de l'Est

mené à l'échelle de l'État a donné un niveau de détection de 0,7 individu/30 km de route en été 2009, et de 0,4 individu/30 km en 2011. Ces chiffres sous-estiment le déclin réel puisque les contrôles de la population n'ont débuté qu'après la chute brutale des populations de pipistrelles causée par l'apparition du SMB (C. Herzog, comm. pers., données inédites). Par ailleurs, dans le même État, Dzal *et al.* (2011) ont constaté une baisse de l'activité des pipistrelles de l'Est qui est passée de 3,7 à 1,5 % de l'ensemble des séquences d'appels d'écholocation des chauves-souris de sept espèces, soit un déclin de 59 %. Les captures de pipistrelles de l'Est dans les filets japonais, déjà rares dans l'État de New York avant l'apparition du SMB (total de 38 pour 737 filets-nuits [0,052] en 2003-2007) étaient devenues essentiellement inexistantes après l'apparition du syndrome (3 pour 1 856 filets-nuits [0,002] en 2008-2011) (C. Herzog, données inédites). Ford *et al.* (2011) ont constaté une baisse de l'activité des chauves-souris dans les relevés effectués au début et à la fin de l'été dans le nord-ouest de l'État de New York, avant et après l'apparition du SMB, mais cette différence a disparu lorsqu'ils ont combiné l'ensemble des données estivales. En Virginie-Occidentale, 386 pipistrelles de l'Est ont été capturées avant l'apparition du SMB (2008), et 101 ont été capturées après l'apparition du syndrome (2010), avec les mêmes méthodes et dans les mêmes sites de capture (C. Stihler, comm. pers., données inédites). Les taux de capture en Virginie-Occidentale après l'apparition du SMB (données recueillies en 2010) étaient inférieurs de 77 % à ceux obtenus avant l'apparition du syndrome (1997-2008) (Francl *et al.*, 2012). En Pennsylvanie, les taux de capture de pipistrelles de l'Est s'élevaient à 0,005 en été avant l'apparition du SMB (de 55 à 70 individus dans le cadre d'un effort de capture d'environ 10 000 à 14 000 unités de filet de 1 m^2 tendues pendant 1 heure); ils n'atteignaient plus que 0,0004 en 2010, après l'apparition du SMB (13 individus dans environ 31 000 unités de filet de 1 m^2) (C. Butchkoski, comm. pers.; Butchkoski, 2011). En Virginie, les captures à six sites d'essaimage d'automne ont diminué, passant de 15 individus capturés par site au début de l'apparition du SMB à environ 2 par site en 2011 (R. Reynolds, comm. pers., données inédites). Ces données sont limitées et ne portent que sur des sites de petite taille, mais elles laissent toutes deviner la même tendance à un déclin important pendant l'été.

Tableau 13. Comparaison des indices d'abondance de la pipistrelle de l'Est, établis par diverses méthodes à l'extérieur des périodes d'hibernation dans le nord-est des États-Unis, avant ou au début de l'infection par le syndrome du museau blanc, et plusieurs années après l'apparition du syndrome.

État	Avant ou au début de l'infection (année)	Après l'infection (année)	Variation (%)	Source
New York				
Relevés acoustiques (nord-ouest)	Moyenne de 0,7 relevé/h	0,4	-43; pas de diff. sig.	Ford *et al.*, 2011
Relevés acoustiques (région d'Albany)	3,7 % de l'ensemble des activités relevées	1,50 %	-59	Dzal *et al.*, 2011
Filet japonais	Taux de capture de 0,052 (2003-2007)	0,002 (2008-2011)	-95	C. Herzog, comm. pers.
Pennsylvanie				

État	Avant ou au début de l'infection (année)	Après l'infection (année)	Variation (%)	Source
Filet japonais	Taux de capture de 0,005	0,0004 (2010)	-92	Butchkoski, 2011
Virginie				
Piégeage à l'essaimage d'automne (5 sites)	Moyenne de 15 captures avant l'apparition du SMB	2 (2011)	-87	R. Reynolds, comm. pers.
Virginie-Occidentale				
Filet japonais (effort constant)	386 captures (2008)	101 (2010)	-74	C. Stihler, comm. pers.
Filet japonais (été) (35 sites;				
mêmes sites et même effort)	Moyenne de 2,3 captures (2005-2008)	1,6 (2011)	-30	C. Johnson, comm. pers.
Filet japonais	0,215 capture par nuit-filet	0,049 (2010)	-77	Francl *et al.*, 2012

Perimyotis subflavus – données du Canada

Les résultats des relevés réalisés au Canada aux endroits où le SMB a été détecté depuis plus de 2 ans sont semblables à ceux obtenus aux États-Unis, mais il est plus difficile de déterminer si un déclin a effectivement eu lieu ou si les pipistrelles de l'Est sont simplement passées inaperçues lors des recensements, étant donné leurs nombres généralement plus faibles (voir les détails ci-après).

Dans l'est de l'Ontario, des pipistrelles de l'Est ont été observées dans les gîtes d'hibernation surveillés (p. ex., 12 à la mine Hunt; L. Hale, comm. pers.), mais nous ne possédons pas de données définitives sur les populations de cette espèce. On suppose que les taux de mortalité sont semblables à ceux qui ont provoqué un déclin de 93 % des populations de *Myotis*.

Au Québec, on a recensé de 15 à 21 pipistrelles de l'Est dans 3 gîtes d'hibernation sur 11 au cours des deux années qui ont précédé l'apparition du SMB (Mainguy *et al.*, 2011). Les données disponibles sur la période ultérieure à l'apparition du syndrome ne portent que sur un de ces trois sites (Mine-aux-Pipistrelles); le nombre de pipistrelles y est passé de 17 en mars 2010 à une seule en novembre 2011, soit un déclin de 94 %.

Au Nouveau-Brunswick, des pipistrelles de l'Est ont été observées dans cinq sites (étendue de 1-9 par site). Leurs nombres sont passés de 20 (avant l'apparition du SMB) à 14 (- 30 %), et trois sites étaient désertés en 2011 (D. McAlpine et K. Vanderwolf, données inédites). Les chauves-souris examinées ne présentaient pas de symptômes du SMB en 2011. Une pipistrelle de l'Est trouvée morte dans la grotte Berryton en mars 2011 et envoyée au Atlantic Veterinary College a donné des résultats positifs au dépistage du *P. destructans* (S. McBurney, CCCSF, données inédites). Au milieu de l'hiver 2012-2013, des spores de *P. destructans* ont été détectées pour la première fois sur les parois de gîtes d'hibernation (observation qu'il convient de distinguer des prélèvements effectués directement sur les chiroptères), laissant ainsi conclure que les spores du champignon sont désormais bien répandues dans les gîtes d'hibernation. En avril 2013, on ne comptait plus que cinq pipistrelles de l'Est (-75 % depuis 2010), et toutes étaient infectées par le SMB (D. McAlpine, comm. pers.).

En Nouvelle-Écosse, 47 pipistrelles de l'Est (0,8 % d'une population totale de 5 974 chauves-souris) avaient été capturées à l'entrée des cinq gîtes d'hibernation surveillés (H. Broders, données inédites). On n'a trouvé aucune carcasse en hiver 2012-2013. Si on en juge par le taux de mortalité affiché par les pipistrelles de l'Est dans la province voisine du Nouveau-Brunswick, le déclin de 91 % des populations de chauves-souris observé en Nouvelle-Écosse en 2012-2013 inclut probablement cette espèce.

Aucun suivi systématique des populations estivales de la pipistrelle de l'Est n'a encore été réalisé au Canada.

Immigration de source externe

On ne s'attend pas à ce qu'il y ait une immigration de source externe, compte tenu de la présence du SMB, étant donné que 1) les immigrants arrivant dans des zones antérieurement infectées ne survivraient probablement pas, et que 2) les sous-populations qui ne sont toujours pas infectées devraient le devenir. Les portions septentrionales des aires de répartition de la petite chauve-souris brune et de la chauve-souris nordique sont actuellement indemnes, mais il est peu probable que les taux de mortalité y soient différents de ceux enregistrés plus au sud. Les chauves-souris du nord hibernent peut-être dans des conditions relativement plus froides (p. ex., 2-3°C dans les T.N.-O.; J. Wilson, comm. pers.) et sont peut-être ainsi moins exposées au SMB puisque le *P. destructans* ne croît pas bien à basse température (Gargas *et al.*, 2009). Cependant, les chauves-souris exposées en laboratoire au champignon à des températures inférieures à 4 °C ont tout de même fini par en mourir (Grieneisen, 2011), et la période d'hibernation plus longue dans les régions nordiques entraînera probablement des taux de mortalité plus élevés. Le SMB continue de se propager dans les régions plus froides; jusqu'à ce jour, c'est près de Chibougamau (Québec), à 700 km au nord de Montréal, qu'on a signalé les cas de mortalité due au SMB (*M. lucifugus* et *M. septentrionalis*, 2013) les plus nordiques (G. Lupien, comm. pers.).

On s'attend à ce que les taux de mortalité soient plus faibles dans le sud des États-Unis parce que les chauves-souris infectées forcées de se mettre à la recherche d'eau et d'aliments en trouveront probablement, et que les périodes d'hibernation y sont globalement plus courtes (Hallam et Fedrico, 2011; Maher *et al.*, 2012). De même, la côte de la Colombie-Britannique connaît un climat plus doux, et la mortalité y sera moins élevée. Cependant, les spores du *P. destructans* persistent dans le sol des gîtes d'hibernation (voir *Transmission et risques d'infection*) et il est donc probable que toute sous-population de chauves-souris entamant une migration vers le nord à partir du sud des États-Unis, ou vers l'est à partir de la Colombie-Britannique, sera à son tour exposée au champignon dès son arrivée dans les gîtes d'hibernation infectés du Canada.

Bien qu'il soit impossible de l'imaginer avec les données disponibles à l'heure actuelle, si les populations de chauves-souris deviennent résistantes au SMB (voir *Résistance*), et s'il s'avère que les spores du *P. destructans* ne sont pas viables indéfiniment (voir *Transmission et risques d'infection*), les déplacements sur de longues distances qui ont facilité la propagation du SMB pourraient également faciliter une immigration de source externe.

FACTEURS LIMITATIFS ET MENACES

Nombre de localités

Le SMB constitue la plus grave et la plus plausible des menaces qui pèsent sur les trois espèces de chauves-souris. Six ans après son apparition, la plupart des gîtes d'hibernation connus du nord-est des États-Unis et des Maritimes ont subi des déclins massifs. Les conditions d'hibernation sont similaires dans l'ensemble de l'aire de répartition de chacune des espèces au Canada, et rien ne permet d'espérer que le SMB ne se propagera pas aux grottes de l'ouest du pays. On pourrait associer les populations à une seule localité. Cependant, selon les directives de l'UICN et du COSEPAC, la localité est définie comme l'espace où la menace principale frappe l'ensemble des individus, ce qui n'est pas le cas jusqu'à présent pour les deux espèces de *Myotis*. Il faut donc supposer pour le moment qu'il existe pour les deux *Myotis* « plusieurs » localités, chaque gîte d'hibernation et chaque colonie de maternité présente dans l'aire de répartition des espèces étant exposée à des niveaux variables de risques de disparition ou de perturbation dus aux activités récréatives, à l'exploitation minière, etc. S'agissant de la pipistrelle de l'Est par contre, l'existence d'une seule localité est plausible puisque l'aire de répartition canadienne de cette espèce coïncide à peu près avec la zone touchée par le SMB à l'intérieur d'une période de trois ans.

Syndrome du museau blanc

Cause et incidence sur les chauves-souris

Les espèces de chauve-souris de petite taille qui passent l'hiver dans des grottes ou des mines sont touchées par le syndrome du museau blanc (SMB), une maladie mortelle causée par un champignon dermatophyte, le *Pseudogymnoascus destructans* (Minnis et Lindner, 2013) (anciennement appelé *Geomyces destructans*), qui serait originaire d'Europe (Lindner *et al.*, 2011; Pikula *et al.*, 2012; Ren *et al.*, 2012; Warnecke *et al.*, 2012) et qui a été détecté pour la première fois en Amérique du Nord en 2006 (Lorch *et al.*, 2011). Rien ne laisse croire que le champignon aurait été présent en Amérique du Nord avant cette date; des échantillons prélevés dans le sol et sur les parois des gîtes ainsi que sur les chauves-souris avant l'apparition des symptômes du SMB chez les chauves-souris ne laissent constater aucune trace du champignon pathogène (Lorch *et al.*, 2013; Vanderwolf *et al.*, 2013). Le champignon croît dans des milieux froids, mais au-dessus du point de congélation; ses conditions optimales de croissance se situent entre 12 et 16 °C, et sa croissance est interrompue à une température supérieure à 19,8 °C (Gargas *et al.*, 2009; Blehert *et al.*, 2009; 2012, Langwig *et al.*, 2012; Verant *et al.*, 2012). Ces conditions coïncident avec celles qui existent dans les gîtes d'hibernation des trois espèces de chauves-souris (voir **Physiologie**). Le *P. destructans* colonise l'épiderme de ses hôtes et endommage les glandes sudoripares, les muscles, les tissus conjonctifs, les vaisseaux sanguins et les follicules pileux (Meteyer *et al.*, 2009; Cryan *et al.*, 2010). Le museau des chauves-souris infectées se couvre souvent d'un duvet blanc, et leurs ailes et leur oreilles se couvrent de taches blanchâtres (figure 1; couverture du rapport).

La cause exacte de la mort des victimes reste à déterminer. On soupçonne que l'irritation et la déshydratation causées par la croissance du champignon forcent les chauves-souris à sortir de leur état de torpeur et à se toiletter plus fréquemment, ce qui entraînerait un épuisement prématuré de leurs réserves de graisse et les obligerait à se mettre à la recherche d'eau et d'aliments (Warnecke *et al.*, 2012, 2013; Brownlee-Bouboulis et Reeder, 2013). La présence d'un grand nombre de chauves-souris en train de voler en plein hiver pourrait être un indicateur du SMB. Les insectes dont les chauves-souris se nourrissent sont absents en hiver, et on suppose donc que la mortalité serait causée par la famine, la déshydratation et l'exposition au froid des chauves-souris qui quittent leur gîte d'hibernation (Reeder *et al.*, 2012; Willis *et al.*, 2011; voir **Physiologie**). Les chauves-souris qui survivent jusqu'au printemps peuvent se retrouver avec des ailes endommagées (percées de trous); elles sont trop stressées sur le plan physiologique pour donner naissance à leurs petits ou pour les nourrir (Meteyer *et al.*, 2009; Reichard et Kunz, 2009; Reeder et Turner, 2008; Powers *et al.*, 2012), ou peuvent mourir au cours de l'été des suites d'une pathologie ou d'une mortalité des cellules provoquée par une intense réaction inflammatoire neutrophilique (Meteyer *et al.*, 2012) consécutive à la réactivation du système immunitaire qui survient au printemps (Bouma *et al.*, 2010). Une comparaison du comportement de reproduction avant et après l'apparition du SMB et du stress qu'il engendre a laissé constater des changements dans le calendrier et la durée des grossesses et dans les taux de

lactation, et des réductions de 40 et de 50 % de la proportion de juvéniles de la petite chauve-souris brune et de la chauve-souris nordique, comparativement aux données recueillies avant l'apparition du SMB en Virginie-Occidentale (Francl *et al.*, 2012).

Les chauves-souris de six espèces sont en train de mourir en grands nombres sous l'effet du SMB : *Myotis lucifugus*, *M. septentrionalis*, *M. sodalis*, *M. leibii*, *Perimyotis subflavus* et *Eptesicus fuscus* (NWHC, 2013). Les espèces cavernicoles ne semblent pas toutes présenter la même vulnérabilité; le syndrome a causé la mort d'un certain nombre d'*Eptesicus fuscus*, mais il semble que certaines populations augmentent (Francl *et al.*, 2012), peut-être parce que cette espèce est dotée d'un système immunitaire plus actif (Reeder *et al.*, 2012). La présence du *P. destructans* a par ailleurs été relevée chez trois autres espèces hibernantes — *M. grisescens*, *M. austroriparius* et *M. velifer* —, mais elle n'a donné lieu jusqu'à présent à aucune mortalité massive (Foley *et al.*, 2011). Cinq des espèces touchées sont présentes au Canada : *M. lucifugus*, *M. septentrionalis*, *M. leibii*, *P. subflavus* et *E. fuscus*. Les espèces les plus touchées jusqu'à présent dans le nord-est des États-Unis sont la petite chauve-souris brune, la chauve-souris nordique et la pipistrelle de l'Est (Herzog et Reynolds, 2012).

La présence du SMB a été signalée pour la première fois en février 2006 dans la grotte Howes, près d'Albany (New York), et une hausse sensible du taux de mortalité a été enregistrée au cours de l'hiver suivant (Frick *et al.*, 2010a; figure 5). La proportion des gîtes d'hibernation infectés a atteint 5 % la deuxième année (2007), puis 49 et 59 % les deux années suivantes dans le nord-est des États-Unis (Frick *et al.*, 2010a). À l'automne 2012, on estimait que l'ensemble des gîtes d'hibernation souterrains connus dans la région du nord-est des États-Unis étaient infectés, compte tenu des résultats de nombreux relevés effectués dans plusieurs États dans le cadre du programme de contrôle du SMB (Herzog et Reynolds, 2012; C. Herzog, comm. pers.). Les gîtes d'hibernation n'ont pas tous été visités, mais l'infection a été observée dans presque tous ceux qui l'ont été. Par exemple, dans l'État de New York, 59 des 100 gîtes d'hibernation abritant plus de 10 chauves-souris avaient été visités en 2012, et tous étaient infectés (infection soupçonnée ou confirmée par histopathologie). Des résultats semblables ont été signalés en Virginie-Occidentale, en Virginie et en Pennsylvanie, où un sous-échantillon des milliers de gîtes d'hibernation a été contrôlé; presque tous étaient infectés (C. Herzog, comm. pers.).

Taux de propagation

La propagation du SMB a fait l'objet d'un suivi en deux étapes : détection positive du *P. destructans*, et observation de l'apparition des symptômes du SMB. Au cours des premières années de l'épizootie, la présence du syndrome se reconnaissait à l'apparition d'un duvet blanc caractéristique autour du museau des chauves-souris infectées (voir *Cause et incidence sur les chauves-souris*). Depuis, des tests fondés sur la réaction en chaîne de la polymérase (PCR) (voir par exemple Lorch *et al.*, 2010) effectués sur des échantillons prélevés sur des chiroptères hibernant dans des zones indemnes ont laissé constater la présence du *P. destructans* sur des individus qui ne

montraient aucun signe visible du syndrome. Compte tenu de la tendance observée à ce jour, on croit que ces tests positifs et les cas de « présence soupçonnée » du *P. destructans* (figure 5) sont probablement un prélude au déclin futur des populations ainsi examinées. Dans beaucoup d'États du nord-est des États-Unis ainsi qu'en Nouvelle-Écosse, au Nouveau-Brunswick, au Québec et en Ontario, les taux d'infection et de mortalité étaient plus bas (20 %) à la première année de détection, mais ils ont augmenté (> 70 %) au cours des deux années suivantes (voir ci-dessous). On soupçonne que la situation évolue de la même manière à la limite occidentale de la zone de propagation. Par exemple, en 2010, la présence du *P. destructans* a été signalée à deux sites du Missouri sans qu'on observe par la suite une augmentation du taux de mortalité ni une variation du nombre de chauves-souris présentes dans les gîtes d'hibernation. En 2012-2013, 11 nouveaux gîtes d'hibernation présentaient des signes du SMB, et compte tenu des tendances observées plus à l'est, on s'attendait à une hausse sensible du taux de mortalité au cours de l'hiver suivant (A. Elliot, comm. pers.).

En septembre 2013, la présence du *P. destructans*/SMB avait été confirmée dans 23 États américains et 5 provinces canadiennes (figure 5). Dans certains territoires de compétence (p. ex., New York et Nouveau-Brunswick; McAlpine *et al.*, 2011), la première détection a coïncidé avec la découverte de plusieurs carcasses dans le gîte d'hibernation. Toutefois, en règle générale, les chauves-souris étaient simplement disparues de gîtes qu'elles avaient autrefois fréquentés, et on soupçonne qu'elles sont mortes à l'extérieur des gîtes sans pouvoir être découvertes. Le SMB a été détecté pour la première fois à l'Î.-P.-É. en février 2013, et 15 cas y étaient confirmés le 15 mars de la même année (CCCSF, 2013). On découvre chaque année de nouveaux sites infectés à l'intérieur de la zone touchée par le SMB au Canada et aux États-Unis (p. ex., nord du Nouveau-Brunswick, centre de l'Ontario [figure 5]), et le nouveau cas le plus récent (printemps 2013) a été découvert dans le nord-est du Minnesota : premier signalement à l'ouest de l'extrémité nord des Grands Lacs, à 100 km de la frontière canadienne (MNDNR, 2013).

En tenant compte uniquement des données provenant de sites où une mortalité causée par le SMB a été effectivement observée, on peut établir à environ 200-250 km par année le taux de propagation du syndrome au Canada. Le SMB a été détecté pour la première fois en Ontario et au Québec en hiver 2009-2010, au Nouveau-Brunswick et en Nouvelle-Écosse en 2010-2011, et à l'Î.-P.-É. en 2012-2013 (figure 5). La vitesse de propagation à partir de l'épicentre, à Albany (New York), jusqu'au Nouveau-Brunswick, a été établie à 200 km/a; elle était de 250 km/a pour les sites canadiens situés plus à l'ouest (Wawa, Ontario). Le site de la première détection en Ontario (Cochrane) se trouve à 1 000 km de l'épicentre (250 km/a), ce qui pourrait indiquer que le *P. destructans* peut être transporté sur de grandes distances, par les chauves-souris ou par les humains, ou qu'il était déjà présent, sans être détecté, dans des sites ontariens plus près d'Albany. En tenant compte des données provenant de sites où la présence du *P. destructans* a été confirmée (sans qu'on puisse observer des symptômes du SMB), on obtient un taux de propagation plus rapide (p. ex., 400 km/a jusqu'au Missouri; 600 km/a jusqu'en Oklahoma; 333 km/a jusqu'au Minnesota). La

présence du *P. destructans* ou du SMB a été signalée dans l'est de l'Iowa au printemps 2012 (268 km/a) et dans le nord de la Géorgie en mars 2013 (215 km/a).

Transmission et risques d'infection

La dynamique de la transmission du SMB dans les gîtes d'hibernation est mal connue, mais elle dépend probablement de la densité des populations et de la fréquence des contacts entre les chauves-souris infectées et les parois, ainsi, peut-être, que des visites des personnes qui se déplacent d'une grotte à l'autre (Foley *et al.*, 2011).

Des expériences en laboratoire ont montré que les contacts entre les chauves-souris contribuent à la propagation des spores du *P. destructans* (Lorch *et al.*, 2011). La fréquence des contacts physiques entre les chauves-souris hibernantes varie selon l'espèce. Les petites chauves-souris brunes nichent d'ordinaire en groupes, les chauves-souris nordiques nichent en groupes ou seules, tandis que la pipistrelle de l'Est niche d'ordinaire seule (voir **Adaptabilité**). Langwig *et al.* (2012) ont modélisé les taux d'infection et conclu que les populations de chauves-souris nordiques ne sont plus viables dans le nord-est des États-Unis puisque leur densité et leur proximité dans les gîtes d'hibernation de cette région sont suffisamment grandes pour faciliter la transmission des spores du *P. destructans*. Les populations plus grandes de chauves-souris nordiques ont connu des déclins plus importants que les populations plus petites, mais ces dernières affichent tout de même des taux de mortalité élevés. Les populations de petites chauves-souris brunes ont connu des déclins sans égard à leur densité, ce qui s'expliquerait, semble-t-il, par le fait qu'elles nichent en grands groupes et que la transmission des spores s'est poursuivie même pendant que les populations diminuaient. On a observé chez ces chauves-souris une tendance à s'éloigner les unes des autres après l'apparition du SMB, ce qui pourrait accroître leurs chances de survie. S'agissant de la pipistrelle de l'Est, les résultats des expériences de modélisation effectuées par Langwig *et al.* (2012) donnent à conclure que le seuil en deçà duquel le risque de transmission dans un gîte d'hibernation devient nul s'établirait à 6 chauves-souris. Cependant, le modèle était fondé sur des données d'avril 2010, époque à laquelle certains gîtes d'hibernation affichaient toujours des taux de survie plus élevés, et où certaines grottes n'étaient toujours pas infectées. Aujourd'hui, il n'existe plus de grands gîtes d'hibernation indemnes connus dans le nord-est des États-Unis (Herzog et Reynolds, 2012), et les résultats seraient probablement différents.

Des données récentes portent à croire que le contact avec des substrats infectés serait plus propice à la transmission du champignon pathogène que les contacts entre les chauves-souris (Kilpatrick, 2013). La fréquence des contacts physiques entre les chauves-souris hibernantes varie selon l'espèce, et il n'existe pas de bonne corrélation entre cette fréquence et les taux d'infection. Par exemple, même si elles ont peu tendance à se regrouper, les pipistrelles de l'Est ont affiché des taux élevés de mortalité; ces chauves-souris ne se trouvent qu'en petits nombres (quelques individus seulement) dans les gîtes d'hibernation du Nouveau-Brunswick, mais ont quand même été infectées (voir *Perimyotis subflavus – données du Canada*). On s'attend à un

accroissement de la transmission aux chauves-souris indemnes à mesure que les spores du *P. destructans* s'accumulent dans les grottes. Il semble que le champignon persiste dans le sol et sur les parois des grottes (Chaturvedi *et al.*, 2012; Lindner *et al.*, 2011; Puechmaille *et al.*, 2011) même en été, pendant l'absence des chauves-souris (Lorch *et al.*, 2013). On ignore la durée de vie des spores.

En conséquence, même si on connaît mal la dynamique de la transmission du pathogène, les données disponibles donnent à conclure que le SMB conduira à terme à une hausse sensible du taux de mortalité des chauves-souris dans les gîtes d'hibernation accueillant des groupes plus ou moins denses et des espèces plus ou moins grégaires.

À l'échelle régionale, les chauves-souris sont probablement responsables de la propagation du *P. destructans*, mais de plus amples recherches sont requises à ce sujet. On a trouvé des spores du *P. destructans* sur les chauves-souris et dans leurs dortoirs en été (Dobony *et al.*, 2012), mais on ignore toujours s'il y a transmission pendant cette saison. Les contacts fréquents entre les chauves-souris pendant la période d'essaimage d'automne jouent peut-être un rôle clé dans la propagation du SMB (B. Fenton, comm. pers.). Ce comportement indique aux jeunes où se rendre pour hiberner, et annonce le début de la saison de reproduction; les chauves-souris entrent dans les grottes pendant cette période (Thomas *et al.*, 1979) et pourraient donc se transmettre les spores du *P. destructans*.

Infection des portions toujours indemnes de l'aire de répartition canadienne de la petite chauve-souris brune et de la chauve-souris nordique

Malgré l'incertitude qui persiste (voir ci-dessous), on s'attend à voir le *P. destructans* poursuivre sa propagation dans le reste du Canada et dans l'ouest des États-Unis étant donné que : 1) la plupart des petites chauves-souris brunes et des chauves-souris nordiques de la portion occidentale de l'aire de répartition hibernent dans des conditions abiotiques semblables à celles que l'on trouve dans les sites touchés par le SMB plus à l'est; 2) rien ne permet d'espérer que la propagation du *P. destructans* et du SMB pourra être bloquée; 3) les chauves-souris qui hibernent par petits nombres semblent elles aussi sensibles au SMB (voir *Transmission et risques d'infection*).

On s'attend à des déclins des populations puisque la plupart des chauves-souris hibernent à l'intérieur de l'aire de croissance du *P. destructans*, même si on observe certaines variations des conditions microclimatiques requises par les chauves-souris hibernantes et des taux de croissance affichés par le *P. destructans* à différentes températures (voir *Cause et incidence sur les chauves-souris*). Compte tenu des conditions requises pour la croissance du *P. destructans* (températures minimale et maximale dans les gîtes d'hibernation) et des liens entre la température et les réserves lipidiques des petites chauves-souris brunes, Hallam et Federico (2011) ont estimé que les conditions propices au SMB sont présentes dans la majeure partie des États-Unis. Des expériences de modélisation récentes fondées sur la présence de variables

environnementales dans les sites européens où on trouve le *P. destructans* ont conduit à prédire que l'ensemble de l'aire de répartition actuelle des chauves-souris au Canada est propice à la propagation du champignon, et que les conditions les plus favorables à sa croissance s'observent dans la région des Grands Lacs et en Colombie-Britannique (Puechmaille, 2013).

Le *P. destructans*/SMB s'est surtout propagé au départ dans l'axe nord-est – sud-ouest de la chaîne des Appalaches, ainsi que vers le nord et l'est au Canada (figure 5). Le champignon s'est ensuite propagé vers l'ouest aux États-Unis dans les monts Ozark et au-delà du Mississippi en 2011. Il s'approche désormais des régions moins densément boisées du centre de l'Amérique du Nord, mais on ne possède aucune information sur l'intensité des déplacements des chauves-souris le long de l'axe est-ouest, ou des forêts aux prairies. Comme les prairies sont relativement plus arides et comptent moins d'arbres et de gîtes d'hibernation, il est possible que le champignon s'y propage moins rapidement, mais la petite chauve-souris brune est une espèce commune de cette région (voir **Répartition**) et il est donc possible que la propagation du SMB s'y poursuive, quoique plus lentement. Le SMB pourrait par ailleurs se propager vers l'ouest en contournant les prairies par le sud et par le nord. Les sites les plus à l'ouest où la présence du *P. destructans* a été confirmée à ce jour (Arkansas, Missouri) se trouvent à 1 200-1 300 km des Rocheuses (Denver, Colorado), et une fois parvenu dans cette région de l'ouest des États-Unis, le champignon pourrait se propager vers le nord jusqu'au Canada en suivant la chaîne des Rocheuses. Dans le nord, le champignon pourrait aussi se propager vers l'ouest à travers les sections boisées des provinces des Prairies dont l'habitat ressemble aux forêts infectées du centre du Québec et de l'Ontario; sa détection au Minnesota trahit peut-être une telle migration vers l'ouest. En dépit de certaines preuves de l'existence d'une structure génétique (voir **Unités désignables**), il existe suffisamment de similitudes génétiques au sein des populations de petites chauves-souris brunes des Rocheuses pour conduire à conclure que les montagnes n'ont pas servi de barrière physique au flux génique et qu'elles ne pourront donc pas empêcher le SMB d'atteindre la côte du Pacifique (Russell *et al.*, 2012).

Si on utilise le taux de propagation moyen enregistré (200-250 km/a) et qu'on suppose qu'il se maintiendra, on peut conclure que le SMB atteindra la côte ouest de l'Amérique du Nord d'ici 12 à 15 ans (c'est-à-dire, qu'il franchira les 3 000 km qui séparent le comté de Lincoln (Missouri) de San Francisco (Californie). À partir de Wawa (Ontario), l'endroit le plus à l'ouest où sa présence a été signalée au Canada, le champignon pourrait atteindre la côte de la Colombie-Britannique (la limite occidentale de l'aire de répartition de la petite chauve-souris brune) d'ici 14 à 17 ans s'il maintient la même vitesse de propagation. La limite occidentale de l'aire de répartition canadienne de la chauve-souris nordique (du lac Trout, en Colombie-Britannique, au sud-est du Yukon) pourrait être atteinte d'ici 12 à 15 ans. La détection du *P. destructans* dans le nord-est du Minnesota (800 km à l'ouest de Wawa) pourrait signifier que le champignon s'est déjà rapproché des Rocheuses.

Aux États-Unis, les modèles de simulation fondés sur la dispersion, l'emplacement des grottes, le climat et la distance donnent à prévoir que le SMB aura atteint les Rocheuses en 2015, et la côte du Pacifique en 2031 (18 ans), et que l'infection se propagera plus lentement le long de la frontière mexicaine (Maher *et al.*, 2012). Cette étude ne s'est pas penchée sur la situation canadienne à cause du manque de données sur le nombre et l'emplacement des grottes. Rien ne permet cependant de croire que les résultats seront différents au Canada.

Il est également possible que le SMB atteigne les populations de l'ouest plus rapidement que prévu, si on en juge par les déplacements des chauves-souris. On soupçonne que le *P. destructans* a été accidentellement introduit sur le continent par des touristes qui avaient visité des grottes en Europe; il a été détecté pour la première fois dans la grotte Howes, une portion non commerciale de Howes Caverns qui accueille chaque année plus de 200 000 visiteurs (Howes Caverns, 2013). On a détecté la présence de spores de *P. destructans* sur les vêtements de personnes sortant d'une grotte (Okoniewski *et al.*, 2010). La possibilité d'une transmission du SMB par les humains fait craindre que le *P. destructans* puisse être transmis aux gîtes d'hibernation de l'ouest par des touristes ou des spéléologues ayant visité plusieurs sites. Le transport de chauves-souris de l'Asie à l'ouest de l'Amérique du Nord sur des navires pourrait aussi contribuer à la propagation du SMB (Wright et Moran, 2011).

Notre connaissance limitée de la dynamique de la transmission ajoute à l'incertitude qui entoure la vulnérabilité des chauves-souris de l'ouest au SMB. Les taux de déplacement des chauves-souris d'est en ouest sont inconnus, et les chauves-souris hibernantes de l'ouest sont moins bien connues que celles de l'est. Les chauves-souris se déplacent sur de longues distances entre le nord et le sud du Manitoba (voir *Migration*), mais ces déplacements sont atypiques, et le nombre de chauves-souris qui risquent de transporter le champignon pathogène est limité (Norquay *et al.*, 2013). On ignore quel est le nombre de chauves-souris infectées requis pour infecter un nouveau site. Même si le site des T.N.-O. contient plus de 3 000 chauves-souris, on soupçonne que les chauves-souris de la portion occidentale de l'aire de répartition hibernent en petits groupes dans une multitude de sites (voir **Abondance**). Il est possible, quoique non confirmé, que les taux de transmission du *P. destructans*/SMB soient plus faibles si certains facteurs dépendant de la densité ou de la fréquence influent sur la gravité du SMB dans les gîtes d'hibernation de l'ouest.

SMB chez la pipistrelle de l'Est

Les incidences du SMB sur la pipistrelle de l'Est devront faire l'objet d'un examen plus approfondi puisqu'elles ne sont pas aussi évidentes chez cette espèce que chez les deux autres. Il existe moins de données sur cette espèce au Canada que sur les deux autres, et la possibilité que cette chauve-souris hiberne reste matière à débat.

Aux États-Unis, les gîtes d'hibernation contiennent en règle générale moins de 30 pipistrelles de l'Est (Fujita et Kunz, 1984; Trombulak *et al.*, 2001; voir cependant Davis (1959), qui a bagué 800 pipistrelles de l'Est dans deux grottes de Virginie-

Occidentale). Au Canada, ils en contiennent d'ordinaire moins de 20. Diverses raisons peuvent expliquer cette différence : 1) l'espèce est peu nombreuse au Canada en été et il n'y a donc pas d'incompatibilité entre les données recueillies en hiver et celles recueillies en été; 2) les chauves-souris de cette espèce sont plus nombreuses qu'il n'y paraît dans les gîtes d'hibernation, mais plus difficiles à reconnaître; 3) elles ont migré vers le sud et passent l'hiver sous terre, dans la zone touchée par le SMB, et sont donc vulnérables au syndrome; 4) elles ont migré vers le sud et ne sont pas exposées au SMB puisqu'elles sont sorties de la zone touchée par le syndrome, ou elles hibernent à des endroits où le SMB n'existe pas (c.-à-d., au-dessus du sol). Dans le quatrième scénario, si une proportion importante des chauves-souris migrent vers le sud (voir *Migration*) et passent l'hiver au-dessus du sol (Davis, 1959), il sera permis de douter de la gravité du SMB pour cette espèce (si seule une faible proportion des chauves-souris passent l'hiver dans une grotte, elles sont donc peu nombreuses à être vulnérables au SMB) (B. Fenton, comm. pers.).

Les trois premiers scénarios ont chacun des preuves qui militent en leur faveur. Les relevés de la pipistrelle de l'Est effectués en été ne font état que de très peu d'observations, et leurs résultats se comparent à ceux effectués en hiver (voir **Abondance**). Par ailleurs, l'espèce est réputée difficile à détecter dans les gîtes d'hibernation; on soupçonne que la plupart de ces chauves-souris hibernantes se trouvent dans des grottes, mais qu'elles restent invisibles (A. Hicks, comm. pers., 2011) puisqu'elles hibernent souvent seules, dans des parties des grottes plus profondes et difficiles d'accès (Hitchcock 1949; Fujita et Kunz 1984; Sandel *et al.*, 2001).

Certaines observations donnent à penser que ces chauves-souris se déplacent vers le sud en automne, et qu'elles pourraient ainsi atteindre la zone du nord-est des États-Unis touchée par le SMB. Par ailleurs, les seules données recueillies en hiver dans cette zone proviennent des grottes. Les données qui permettraient de croire que la pipistrelle de l'Est passe l'hiver au-dessus du sol sont limitées; au Texas, certaines de ces chauves-souris passeraient l'hiver dans des ponceaux (Sandel *et al.*, 2001), mais 93 % de toutes les observations effectuées aux États-Unis proviennent de grottes ou de mines (Ellison *et al.*, 2003). Cette chauve-souris est par ailleurs considérée comme une espèce à hibernation obligatoire aux États-Unis. En Floride, un État où la température et le nombre d'insectes présents pourraient suffire pour réduire la nécessité d'une hibernation, la pipistrelle de l'Est hiberne quand même et n'a été observée que dans des grottes souterraines (McNab, 1974).

En résumé, les informations disponibles portent à croire que la pipistrelle de l'Est hiberne sous terre au Canada, et très probablement dans le nord-est des États-Unis également, à l'intérieur de la zone touchée par le SMB. Il importe de souligner que les populations estivales laissent constater un déclin marqué (voir **Taille et tendances des populations**), comme les autres espèces menacées par le SMB. Il paraît donc probable que les populations de la pipistrelle de l'Est sont touchées par le SMB peu importe l'incertitude entourant leur comportement d'hibernation.

De plus, la pipistrelle de l'Est est déjà rare au Canada, et les informations disponibles portent à croire que les individus qui hibernent dans la zone touchée par le SMB sont particulièrement exposés au champignon pathogène. L'espèce hiberne à une température qui se révèle optimale pour la croissance du *P. destructans*; elle passe plus de temps en état d'hibernation que les deux autres espèces, et son système immunitaire est essentiellement inactif durant cette période (Raesly et Gates, 1987; D. Reeder, comm. pers.). L'aire de répartition canadienne de la pipistrelle de l'Est est comprise dans la zone actuellement touchée par le SMB, et la présence de refuges est peu probable (figure 4).

Résistance au SMB

On espérait aux premiers stades de la propagation du SMB qu'une partie seulement des gîtes d'hibernation se montreraient vulnérables au syndrome. Si la propagation du champignon était étroitement dépendante de la densité des chiroptères, les gîtes abritant de faibles populations pourraient croyait-on échapper à l'infection (Wilder *et al.*, 2011). Au lieu de cela, dès le printemps 2012, soit 6 ou 7 hivers après la première détection du SMB, le champignon pathogène avait infecté pratiquement tous les gîtes d'hibernation du nord-est des États-Unis (Herzog et Reynolds, 2012; voir *Cause et incidence sur les chauves-souris*).

Quelques sites paraissent toutefois résistants. Au Maryland par exemple, les chauves-souris nichant dans trois tunnels ferroviaires abandonnés n'ont laissé constater aucun signe du SMB. Ces sites se caractérisent par une circulation d'air, des températures fluctuantes et des cadres de soutènement enduits de créosote : facteurs qui pourraient inhiber la croissance du *P. destructans* (D. Feller, données inédites). Cependant, en règle générale, ces sites artificiels uniques ne contiennent que de petits nombres de chauves-souris dont la survie possible n'influera probablement pas sensiblement sur les chances de rétablissement de la population régionale.

Les espoirs de rétablissement de cette espèce sont fondés sur la probabilité qu'un faible pourcentage des chauves-souris de l'aire de répartition touchée par l'infection sera doté d'une résistance génétique contre les effets du *P. destructans*. Ces survivants pourraient transmettre cette résistance à leur progéniture, et l'effectif pourrait ainsi augmenter. On croit que c'est ce qui s'est produit en Europe puisque même si la présence du *P. destructans* a été confirmée sur plusieurs espèces de chauves-souris, les taux de mortalité y restent faibles (Wibbelt *et al.*, 2010); en Europe centrale, 62-64 % d'un groupe de 100 gîtes d'hibernation et 50 % des *Myotis myotis* ont donné des résultats positifs aux test de dépistage du *P. destructans*, mais aucun cas de mortalité de masse ni de comportement de vol erratique n'a été signalé (Horacek *et al.*, 2012).

Certains signes indiquent que des individus exposés au SMB peuvent survivre, d'après des études en laboratoire (Meteyer *et al.*, 2011) et des études par baguage (Dobony *et al.*, 2011). On suppose que la croissance du champignon s'interrompt lorsque les chauves-souris quittent les gîtes d'hibernation et que leur température corporelle et la température ambiante augmentent (Meteyer *et al.*, 2011). Dans l'étude de Dobony, un petit nombre (moins de 20) de petites chauves-souris brunes baguées à Fort Drum (New York) montraient des signes de dommages aux ailes symptomatiques d'une exposition au SMB, mais elles ont survécu et ont été recapturées l'été suivant. Cinq femelles ont été capturées de nouveau après deux ans, et comme certaines étaient allaitantes, on en a déduit que la reproduction restait possible chez certains survivants. Une grotte de l'État de New York a accueilli une population d'environ 1 000 chauves-souris pendant quatre années consécutives, ce qui laisse croire à une stabilisation (Turner *et al.*, 2011). Ces résultats laissent espérer qu'on assistera, à terme, à un rétablissement de l'espèce. Il convient cependant de noter que les déclins enregistrés dans ces sites étaient de 88 % (Fort Drum) et de 93 % (État de New York), et que l'apparence de stabilité dans certains gîtes d'hibernation pourrait être attribuable aux déplacements de chauves-souris non infectées en provenance d'autres régions. Par ailleurs, la lactation ne signifie pas que les petits ont survécu si les adultes étaient stressés sur le plan physiologique (Dobony *et al.*, 2011). Des études de baguage à grande échelle ont été entreprises en vue d'évaluer l'importance des déplacements des chauves-souris entre les grottes (Hicks *et al.*, 2012).

On ne s'attend pas à ce que les populations des espèces touchées se rétablissent rapidement, car les populations de chauves-souris présentent de faibles taux de croissance. La mortalité est élevée chez les jeunes d'un an, tandis que les adultes vivent longtemps et ne produisent que 1 ou 2 petits par année. Une étude réalisée sur une période de 16 ans au New Hampshire, avant l'apparition du SMB, a établi le taux de croissance d'une population de chauves-souris à 1,008 (Frick *et al.*, 2010b); ce taux variait de 0,98 à 1,2 dans 22 populations du nord-est des États-Unis (Frick *et al.*, 2010a). Les taux de croissance des populations de chauves-souris nordiques et de pipistrelles de l'Est ont été estimés à 1,03 et 1,04 respectivement (Langwig *et al.*, 2012). Une telle stratégie de reproduction accroît la vulnérabilité de ces espèces et les expose à des taux de mortalité élevés.

Parcs d'éoliennes

Les éoliennes peuvent être fatales pour les chauves-souris non seulement à cause des collisions avec les pales, mais également à cause des barotraumatismes dus aux changements brusques de la pression provoqués par le déplacement des pales (Baerwald *et al.*, 2008). Il est impossible de déterminer l'importance de la mortalité due à ce facteur puisque la population totale des trois espèces de chiroptères reste inconnue. Cette mortalité est de plus difficile à estimer étant donné que les carcasses sont difficiles à repérer dans la végétation, qu'elles disparaissent rapidement à cause de la décomposition et des charognards, et que les zones à explorer sont vastes (Kunz *et al.*, 2007). Les organismes de réglementation exigent souvent l'application d'un facteur de correction pour le calcul du nombre de carcasses trouvées

par site (voir par exemple OMNR, 2011). C'est ainsi qu'on a pu estimer à partir de la découverte de 118 carcasses dans un parc de 86 éoliennes du sud-est de l'Ontario (Wolfe Island) un taux de mortalité annuelle de 1 920 chauves-souris (note : les facteurs de correction s'appliquent à l'ensemble des espèces combinées, mais une seule des 118 carcasses a été identifiée comme appartenant à l'espèce *Myotis lucifugus* ou *M. septentrionalis* [Stantec, 2010; 2011]). Globalement, il n'est pas possible de quantifier le taux de mortalité estimé sur l'ensemble de l'aire de répartition des espèces parce que les données disponibles ne sont pas suffisantes, et que les facteurs de correction applicables à des espèces particulières ne sont pas disponibles ou n'ont pas toujours été appliqués ou mis à la disposition des chercheurs.

Les espèces qui effectuent des migrations sur de grandes distances comme la chauve-souris cendrée, la chauve-souris rousse ou la chauve-souris argentée (*Lasionycteris noctivagans*) représentent environ 75 à 80 % des cas connus de mortalité due aux éoliennes (études effectuées par Arnett *et al.*, 2008; Johnson, 2005). Les espèces de *Myotis* ne sont pas aussi exposées à ce danger (0-13 %; Arnett *et al.*, 2008) probablement parce qu'elles ne migrent que sur de courtes distances et qu'elles volent en général sous les pales des éoliennes en été (Reynolds, 2006). Le taux de mortalité des petites chauves-souris brunes en 2010 a été estimé à 4 720 individus dans 10 États du nord-est des États-Unis (Kunz et Reichard, 2010).

Au Canada, un rapport faisant état de la récupération de 1 423 carcasses de chauves-souris dans 16 parcs d'éoliennes répartis dans 7 provinces (638 éoliennes) entre 2006 et 2009 (Environnement Canada *et al.*, 2011) a identifié neuf espèces, la petite chauve-souris brune occupant le troisième rang en importance (21 % à l'échelle nationale, 27 % en Ontario). Les carcasses de chauves-souris nordiques et de pipistrelles de l'Est étaient les moins nombreuses, mais on n'a pas précisé les nombres exacts. Les facteurs de correction utilisés pour estimer les taux réels de mortalité n'ont pas été décrits dans ce document.

On a recensé peu de carcasses de petites chauves-souris brunes, et presque aucune carcasse de chauve-souris nordique et de pipistrelle de l'Est dans les parcs d'éoliennes des provinces canadiennes : Nouvelle-Écosse — 1 petite chauve-souris brune dans deux sites en 2011; M. Elderkin, comm. pers.; Nouveau-Brunswick — 4 petites chauves-souris brunes sur un total de 7 chauves-souris dans deux sites en 2011; M. Sabine, comm. pers.; Manitoba — 1 petite chauve-souris brune et 0 chauve-souris nordique sur un total de 98 chauves-souris récupérées sous quatre éoliennes, sur un total de 63 éoliennes visitées en trois ans; Jameson et Willis, 2012; Saskatchewan — 0 *Myotis* sur un total de 85 chauves-souris; Golder, 2008; 2 petites chauves-souris brunes sur un total de 46 chauves-souris; Golder, 2011. À l'Î.-P.-É., 9 *Myotis* (6 petites chauves-souris brunes et trois carcasses en état de décomposition avancée) ont été tués par quatre éoliennes près de Summerside en 2010, ce qui porte à conclure à un taux de mortalité corrigé de 2,47 chauves-souris/éolienne/année (Fundy Engineering, 2012). Sur un total de 62 carcasses récupérées de 2005 à 2011 dans six parcs d'éoliennes de la Gaspésie (Québec), on a identifié 6 chauves-souris nordiques et 1 petite chauve-souris brune, mais aucune pipistrelle de l'Est (A. Massé,

comm. pers.). En Alberta, aucun *Myotis* n'est d'ordinaire récupéré dans les parcs d'éoliennes (Baerwald, 2008; R. Barclay, comm. pers.). En Colombie-Britannique, les *Myotis* (plusieurs espèces combinées) représentaient 44 % des chauves-souris tuées dans le premier parc d'éoliennes construit dans la province (Hemmera, 2011).

Bien que les chauves-souris migratrices soient les plus vulnérables, certaines informations donnent à penser que les *Myotis* peuvent être tués en nombres relativement élevés à certains endroits, ce qui montre l'importance de la situation des parcs d'éoliennes dans l'évaluation de la menace qu'ils posent (Arnett *et al.*, 2008). Dans quelques sites du Tennessee et de la Virginie-Occidentale, on a calculé que les pipistrelles de l'Est pouvaient représenter jusqu'à 25 % des cas de mortalité; dans un site albertain, les petites chauves-souris brunes représentaient 23 % du nombre total de chauves-souris tuées (Arnett *et al.*, 2008). En Ontario, les petites chauves-souris brunes représentaient de 4 à 60 % des mortalités dans 16 sites surveillés de 2006 à 2010, et 27 % (306) des 1 133 chauves-souris tuées dans neuf parcs (474 éoliennes) (Environnement Canada *et al.*, 2011). On a estimé que 7 000 petites chauves-souris brunes, 310 chauves-souris nordiques et 52 pipistrelles de l'Est sont tuées chaque année au Canada en s'appuyant sur les données corrigées provenant de 44 parcs d'éoliennes (2 955 éoliennes) (R. Zimmerling, comm. pers.).

La distance parcourue pendant les migrations et la proportion des chauves-souris qui migrent sont des facteurs importants, mais nous connaissons mal l'ampleur des déplacements effectués au Canada et des migrations du Canada aux États-Unis. La plupart des cas de mortalité répertoriés au Canada sont survenus en août, ce qui correspond à la période de migration (Johnson, 2005). On a observé une migration des petites chauves-souris brunes entre l'Ontario et l'État de New York (Davis et Hitchcock, 1965; Fenton, 1970a), mais on ignore quelle pourrait être l'incidence d'une augmentation du nombre d'éoliennes aux États-Unis.

On s'attend à ce que le nombre de parcs d'éoliennes augmente sensiblement en Amérique du Nord. Le Département de l'énergie des États-Unis prévoit qu'il faudra accroître la capacité de production d'énergie éolienne de 241 GW pour atteindre l'objectif de 20 % de l'énergie totale tirée de ce mode de production d'ici 2030. En mars 2010, la production totale d'énergie éolienne s'établissait à 36 GW (Kiesecker *et al.*, 2011). L'Association canadienne de l'énergie éolienne estime que la capacité actuelle de production du Canada atteint 5 403 MW (environ 3 063 éoliennes) et que le nombre d'éoliennes mises en service doublera au cours des cinq prochaines années. L'Ontario envisage d'accroître sa capacité de production de 5 600 MW d'ici 2018 (CWEA, 2012).

La mise en place possible de mesures d'atténuation des risques complique la prévision des incidences futures des éoliennes sur les populations de chauves-souris. En Ontario par exemple, les éoliennes sont arrêtées lorsque les taux de mortalité dépassent certains seuils (McGuiness *et al.*, 2011), et comme la plupart des accidents surviennent dans des conditions de vent faible, on peut imaginer qu'il existe un seuil économique de production d'énergie dont l'application permettra de minimiser le taux de mortalité des chauves-souris (Baerwald *et al.*, 2009).

En résumé, les taux de mortalité dus aux éoliennes sont inconnus puisque les études n'ont porté que sur un petit sous-échantillon des éoliennes en service, que le nombre de morts varie en fonction de l'emplacement, de la hauteur et de la vitesse des éoliennes, et que l'application des facteurs de correction n'est pas uniforme. De plus, on ignore la taille totale des populations de chauves-souris, ce qui rend impossible l'évaluation des incidences à l'échelle des populations. Les données dont on dispose à l'heure actuelle donnent à penser que les taux de mortalité à l'échelle nationale sont relativement faibles pour la chauve-souris nordique et la pipistrelle de l'Est. Les taux de mortalité de la petite chauve-souris brune peuvent atteindre des niveaux élevés à certains endroits, et la mortalité totale augmentera avec le nombre d'éoliennes. Cependant, comme les taux de mortalité varieront en fonction de l'emplacement, il est impossible d'évaluer l'ampleur de la menace que font peser les parcs d'éoliennes sur chacune des espèces. On ignore enfin quelle pourra être l'incidence des éoliennes sur les populations de chauves-souris déjà réduites par le SMB.

Éradication des colonies

Certaines colonies de maternité établies dans des bâtiments sont exterminées à cause des craintes que suscitent les risques de transmission de l'histoplasmose et de la rage, et à cause des problèmes causés par le bruit et l'accumulation d'excréments. On ignore le nombre d'opérations d'éradication menées au Canada, mais elles se comptent probablement par centaines. Au Yukon seulement, une douzaine de demandes d'extermination sont soumises chaque année (T. Jung, comm. pers.). La plupart des données disponibles sont anecdotiques (p. ex., 30 000 chauves-souris exterminées dans une église du Québec au milieu des années 1980; Wells, 1986). L'éradication des colonies peut avoir un effet important sur les populations locales puisque les colonies de maternité regroupent souvent la plupart des femelles reproductrices et des petits d'une vaste région. Par exemple, la seule colonie connue de l'Î.-P.-É. se trouvait dans une maison, et toutes les chauves-souris qu'elle abritait ont été exterminées (Brown *et al.*, 2007). Cependant, lorsque les colonies de maternité se répartissent entre plusieurs nichoirs, à l'exemple de ce qu'on a observé au Yukon (B. Slough et T. Jung, données inédites), on peut penser que des chauves-souris pourront échapper à l'extermination en déménageant dans une autre colonie.

Les programmes d'éradication utilisent des produits chimiques (p. ex., le dichlorodiphényltrichloroéthane [DDT]) dans les colonies de maternité et les gîtes d'hibernation de la majeure partie de l'aire de répartition méridionale des espèces (Geluso *et al.*, 1976). Des applications de pesticides (chlordane et DDT) dans une colonie de maternité de petites chauves-souris brunes du New Hampshire ont entraîné la mort de la moitié environ des nouveau-nés et provoqué une baisse de la population, mais n'ont pas conduit à son extermination (Kunz *et al.*, 1977). Dans 11 sites ontariens, de petites colonies d'*Eptesicus fuscus* ont été éradiquées à l'aide de DDT, mais les plus grandes ont persisté (Barclay *et al.*, 1979). Le DDT a été communément utilisé en Ontario pour lutter contre les chauves-souris, au moins jusqu'en 1978 (Barclay *et al.*, 1979).

Les méthodes non létales utilisables comprennent le scellement des entrées des colonies de maternité avant l'arrivée des femelles, ou après le départ des petits. Le scellement des entrées s'est avéré la méthode la plus efficace, comparativement à l'application de DDT et de produits répulsifs collants (Barclay *et al.*, 1979). Cette méthode peut cependant entraîner l'abandon de la région entière, et non uniquement de la colonie de maternité; Neilson et Fenton (1994) ont constaté que les femelles quittaient la région lorsque leur site était condamné, et qu'elles n'utilisaient pas les dortoirs aménagés à leur intention ni les autres colonies présentes dans un complexe de bâtiments voisin. Il n'existe pas de données comparatives sur l'efficacité des méthodes létales et non létales au Canada. La fermeture des mines abandonnées pose également une menace dans les cas où la plupart des chauves-souris des environs ont abandonné leurs gîtes d'hibernation naturels pour s'y installer. Certaines administrations publiques (p. ex., en Ontario) procèdent à des recensements pendant l'essaimage aux sites que l'on compte condamner (P. Davis, comm. pers.), mais on ignore combien de mines abritant des chauves-souris ont été condamnées.

Perturbation des chauves-souris hibernantes

Dans l'est (et peut-être aussi dans l'ouest) de l'Amérique du nord, les espèces de chauves-souris qui hibernent sont en péril puisque la plupart d'entre elles se concentrent dans un petit nombre de sites (voir *Utilisation de l'espace*) et qu'un événement donné risque ainsi de toucher une forte proportion de la population. Les chauves-souris entament leur période d'hibernation avec une réserve de graisse limitée, et en consomment une quantité considérable chaque fois qu'elles sortent de leur torpeur (voir **Physiologie**). Or, cela se produit lorsqu'on les manipule (Speakman *et al.*, 1991) ou lorsqu'on s'en approche, même sans les toucher. Une étude a permis de constater que les chauves-souris peuvent afficher un taux d'activité supérieur à la normale jusqu'à huit heures après une visite de moins de 2 heures (Thomas, 1995). Lorsqu'elles sont profondément endormies, les chauves-souris ne sont généralement pas dérangées par le bruit ambiant (Harrison, 1965), mais il semble que certaines soient plus sensibles que d'autres et soient les premières à réagir au bruit et à la lumière en s'envolant. Leurs interactions avec leurs voisines (p. ex., tentatives de copulation, retour au perchoir) provoquent le réveil et l'envol d'autres chauves-souris par effet de dominos (Thomas, 1995). Les visites fréquentes et prolongées augmentent la consommation de graisse; les chauves-souris qui sortent trop souvent de leur état de torpeur épuisent leurs réserves et peuvent en mourir (Gaisler *et al.*, 1981). Les visites répétées sur plusieurs jours augmentent probablement les risques d'incidences graves (Boyles et Brack, 2009). Les *Myotis sodalis* affichaient un poids inférieur lorsque leurs gîtes faisaient l'objet de visites plus fréquentes (Johnson *et al.*, 1998), et les *M. velifer* se sont montrés particulièrement perturbés lorsqu'ils étaient examinés de près par des visiteurs bruyants qui utilisaient des lampes (Mann *et al.*, 2002). La restriction et la réglementation de l'accès aux gîtes pourrait, semble-t-il, expliquer l'augmentation du nombre de petites chauves-souris brunes recensées dans la grotte Cadomin en Alberta (Olson *et al.*, 2011).

La visite des gîtes d'hibernation est déconseillée (Hutson et Mickleburgh, 1988) et certaines grottes et mines sont clôturées afin de limiter les risques d'accidents et leurs conséquences ainsi que pour réduire les incidences sur les chauves-souris (Sherwin *et al.*, 2009). Les chauves-souris risquent d'éviter les gîtes ainsi fermés et les barrières risquent de leur nuire si elles restreignent la circulation de l'air (Richter *et al.*, 1993). L'entretien des barrières pose un problème dans certains sites où elles sont continuellement démantelées par les visiteurs. On distingue quatre catégories de visiteurs de grottes : touristes, spéléologues, fêtards et chercheurs. La plupart des visites ont lieu en été et sont probablement moins perturbantes puisque les chauves-souris peuvent reconstituer plus facilement leurs réserves pendant la belle saison ou risquent simplement d'être absentes. On ignore le nombre de visites effectuées en hiver dans les gîtes d'hibernation du Canada. On trouve à beaucoup d'endroits des sociétés locales de spéléologie et des sites Web qui indiquent l'emplacement des grottes, en décrivent les caractéristiques, et prodiguent des conseils pour limiter la propagation du SMB (p. ex., la National Speleological Society des États-Unis). Avant l'apparition du SMB, les chercheurs étaient tenus de limiter le nombre et la durée de leurs visites, en vertu d'un code de pratiques ou des dispositions des permis délivrés par les universités ou par les administrations publiques. Depuis l'apparition du SMB, les chercheurs des États-Unis et du Canada sont tenus de se conformer à des protocoles gouvernementaux (USFWS, 2012) en vertu desquels ils doivent notamment porter des combinaisons jetables de protection contre les substances dangereuses, et traiter leur équipement et leurs vêtements avec un fongicide. En résumé, les humains pourraient jouer un rôle important dans la propagation du SMB en Amérique du Nord, mais ce rôle n'a toujours pas été quantifié.

Perte d'habitat

L'habitat des chauves-souris est constitué du gîte d'hibernation, de l'aire d'alimentation, et des structures qui servent de nichoirs et de colonies de maternité pendant l'été (voir **Habitat**). La présence de bâtiments accessibles et de dortoirs à chauves-souris pour les colonies de maternité de la petite chauve-souris brune pourrait présenter un avantage, mais jouera probablement un rôle moins important dans les portions de l'aire de répartition où les nichoirs naturels prédominent. Les structures forestières propices aux colonies de maternité de la chauve-souris nordique sont nombreuses et difficiles à définir, et n'ont pas été inventoriées. La disparition graduelle des vieux peuplements forestiers pourrait poser une menace si les chauves-souris utilisent de préférence ces peuplements pour chasser et pour se reposer. En revanche, les zones de coupe à blanc procurent des habitats de lisière largement utilisés pour la chasse, et les pratiques d'exploitation forestière qui laissent des vestiges de forêts et des arbres morts sur pied risquent d'atténuer les répercussions de l'exploitation forestière sur les populations de chauves-souris. Globalement, il n'est pas possible de quantifier l'ampleur de la perte (ou du gain) d'habitat à cause de la vaste superficie de l'aire de répartition des espèces et des variations de l'intensité de l'exploitation et des méthodes de coupe utilisées dans l'ensemble de l'aire de répartition. On ignore donc l'intensité et l'ampleur de cette menace.

Contaminants chimiques

La menace des contaminants chimiques est triple : incidence directe sur la physiologie des chauves-souris par le biais de la consommation d'aliments contaminés; mortalité due aux programmes d'éradication (voir **Éradication des colonies**); incidence indirecte par le biais de la réduction des sources d'aliments. On a déjà mesuré des teneurs toxiques en organochlorés (p. ex., dieldrine, biphényle polychloré, DDT, DDE) provenant des programmes de lutte contre les insectes ravageurs dans les organes de diverses espèces de chauves-souris (Reidinger, 1976) et démontré que ces substances peuvent être fatales aux fœtus et aux nouveau-nés de l'*Eptesicus fuscus* (Clark et Lamont, 1976). Lukens et Davis (1964) ont découvert que les chauves-souris sont probablement plus sensibles au DDT que les autres mammifères. Geluso (1976) a mis en évidence l'effet mortel, chez les jeunes chauves-souris, de la métabolisation de graisses contenant des niveaux toxiques de DDT, et émis l'hypothèse que le déclin brutal des populations du *Tadarida brasiliensis* était dû à l'utilisation de pesticides. L'utilisation de certaines de ces substances chimiques a été réduite ou interdite (p. ex., DDT), mais l'incidence des pesticides qui sont toujours en usage aujourd'hui reste mal connue.

Les études réalisées à ce jour sur les effets des métaux lourds sur les chauves-souris restent rares, mais une étude réalisée en Ontario et au Québec (Hickey *et al.*, 2001) a décelé des concentrations élevées de mercure, de zinc, de sélénium et de plomb chez la petite chauve-souris brune, et de mercure et de zinc chez la chauve-souris nordique. Les concentrations de mercure étaient assez élevées pour causer des effets biologiques sublétaux. Les chauves-souris ingéraient probablement ces métaux lourds en se nourrissant d'insectes (p. ex., phryganes) qui émergeaient de sédiments chargés de métaux dans les zones agricoles.

On ignore quelles peuvent être les incidences sur les chauves-souris d'une réduction des populations d'insectes due à la pulvérisation de pesticides. Les chauves-souris consomment une grande variété d'insectes sur de vastes superficies; une application localisée de pesticides sur une courte période sera probablement sans effet sur leurs populations. Par contre, des applications constantes sur de vastes superficies auront probablement une incidence importante. Dans la plus grande partie des régions forestières du Canada, on utilise souvent une bactérie naturelle — le *Bacillus thuringiensis*, ou Bt — pour lutter contre les lépidoptères nuisibles. Cet insecticide tue toutes les espèces de lépidoptères à un certain niveau de leur développement larvaire; son incidence sur les chauves-souris est inconnue.

Autres menaces

Frick *et al.* (2010b) ont conclu que des étés plus secs réduisaient le taux de survie annuel des femelles, ce qui donne à penser que le changement climatique pourrait poser une menace s'il entraîne une baisse des précipitations estivales. Les précipitations influent sur la production d'insectes, et une réduction de l'abondance des insectes influerait sur l'aptitude des chauves-souris femelles à refaire le plein d'énergie

après avoir mis au monde et élevé leurs petits, et à accumuler les réserves de graisses nécessaires pour survivre à l'hibernation. Nous ignorons toujours comment les chauves-souris réagissent à cette menace sur la majeure partie de leur aire de répartition.

Les incidences des activités minières, pendant les phases d'exploration et d'extraction, pourraient devenir préoccupantes si le bruit et les vibrations dérangent les chauves-souris en hibernation (N. Gougeon, comm. pers.). Les fermetures de mines qui bloquent l'accès aux chauves-souris et la remise en exploitation de mines abandonnées contenant des gîtes d'hibernation constituent des pertes d'habitat. Cependant, nous ignorons l'ampleur de ces activités et l'importance des effets qu'elles pourraient avoir puisque le nombre total de gîtes d'hibernation et la taille des populations de chauves-souris restent inconnus.

Le bruit causé par la circulation automobile peut inciter les chauves-souris à modifier leurs trajectoires de chasse, et une augmentation de la densité du réseau routier risque donc de diminuer la superficie des aires d'alimentation disponibles (Bennet et Zurcher, 2012). L'incidence possible de ce problème reste inconnue, et la densité du réseau routier est relativement faible dans la majeure partie de l'aire de répartition des espèces.

PROTECTION, STATUTS ET CLASSEMENTS

Statuts et protection juridiques

Jusqu'à récemment, les deux espèces de *Myotis* étaient relativement communes sur la majeure partie de leur aire de répartition, et la protection assurée par les diverses administrations se limitait à celle prévue pour les espèces sauvages en général. Beaucoup de mines sont aujourd'hui fermées, et l'utilisation de barrières visant à assurer l'accès aux chauves-souris est variable. Ces barrières sont surtout installées sur les sites où la présence d'espèces en voie de disparition — par exemple, le *Myotis sodalis* — a été confirmée. Il faut parfois obtenir un permis pour procéder à des opérations d'éradication des colonies de maternité. L'utilisation partagée de sites protégés aux États-Unis pour des espèces en péril comme le *Myotis sodalis* et le *M. grisescens* permet aux espèces visées par le présent rapport de jouir d'un certain degré de protection.

Les évaluations d'urgence réalisées en 2012 par le COSEPAC sont les premières à avoir jamais été réalisées pour les trois espèces de chauves-souris, et au moment de préparer le présent rapport, le ministre n'avait toujours pas arrêté de décision concernant le statut à leur attribuer (voir **PRÉFACE**). La petite chauve-souris brune et la chauve-souris nordique ont été inscrites sur la liste des espèces en voie de disparition en Ontario en janvier 2013 (OMNR, 2013), et le statut de ces espèces et de la pipistrelle de l'Est est actuellement en cours d'examen au Québec (N. Desrosiers et I. Gauthier, comm. pers.). Les trois espèces ont été inscrites sur la liste des espèces en

voie de disparition au Nouveau-Brunswick en juin 2013 (M. Sabine, comm. pers.), ainsi que sur la liste des animaux et des plantes protégés en vertu de l'*Endangered Species Act* de la Nouvelle-Écosse en juillet 2013.

Dans la foulée d'une pétition et d'un examen préliminaire, la chauve-souris nordique a été ajoutée à la liste de l'*Endangered Species Act* des États-Unis en octobre 2013 (Federal Register, 2013). Une pétition a été présentée en faveur de l'inscription d'urgence de la petite chauve-souris brune en 2010 (Kunz et Reichard, 2010), et le Fish and Wildlife Service des États-Unis procède actuellement à une évaluation de cette espèce (K. Tinsley, comm. pers.). Des demandes d'information ont été formulées dans le cadre de la première étape du processus d'évaluation de la situation de la pipistrelle de l'Est (K. Tinsley, comm. pers.).

En 2009-2010, dans le cadre d'un effort national pour limiter la propagation du SMB, les grottes de nombreuses forêts nationales de l'ouest des États-Unis et toutes les grottes du National Wildlife Refuge System ont été fermées au public (Kunz et Reichard, 2010). De nombreux États ont mis en œuvre de semblables programmes de protection. Un vaste programme de recherche est en cours aux États-Unis pour recueillir des informations sur la biologie du SMB et élaborer des stratégies d'atténuation.

Statuts et classements non juridiques

NatureServe Canada attribue à la petite chauve-souris brune la cote N3, et à la chauve-souris nordique la cote N2N3. Les cotes nationales attribuées jusqu'à récemment à ces deux espèces étaient N5 et N4, mais elles ont été changées en septembre 2012 à cause des préoccupations suscitées par le SMB. La cote attribuée à la pipistrelle de l'Est est N2N3 (évaluée en janvier 2012). Cette espèce se rencontre dans quatre provinces canadiennes, où son classement varie de S1? à S3?. La petite chauve-souris brune et la chauve-souris nordique se rencontrent dans la plupart des provinces canadiennes, et étaient en règle générale considérées comme appartenant à la catégorie « *non en péril* » (*Secure*) (S4 ou S5) jusqu'à ce qu'un examen récent lié à l'apparition du SMB conduise à les juger « *en péril* » (S1) en Nouvelle-Écosse, au Nouveau-Brunswick et au Québec (tableau 14). Dans l'Île-du-Prince-Édouard, les deux espèces étaient déjà considérées en péril. À l'extérieur de la zone touchée par le SMB (tableau 15), les deux espèces sont considérées « *non en péril* » sauf dans les T.N.-O. et au Yukon, où elles sont classées S1S2 parce qu'on pense qu'elles sont peu nombreuses et qu'elles se trouvent à la limite septentrionale de leur aire de répartition.

Tableau 14. Classement infranational de NatureServe pour les territoires de compétence où la présence du syndrome du museau blanc est soupçonnée ou confirmée, accompagné d'observations sur les changements apportés aux statuts en date de mars 2013. Le classement est fondé sur NatureServe Explorer (2013) et sur la correspondance avec les gestionnaires de bases de données, 2012. Définitions des cotes : 1 = Gravement en péril; 2 = En péril; 3 = Vulnérable; 4 = Apparemment non en péril; 5 = Non à risque; SNR = Non classée; SU = Inclassable; B = Population reproductrice; N = Population non reproductrice.

Territoires touchés par le syndrome du museau blanc	Rang			Date de l'évaluation	Observations et sources (comm. pers.)
	Myotis lucifugus	*Myotis septentrionalis*	*Perimyotis subflavus*		
Alabama	S3	S2	S5		Pas de réponse à la demande d'information; SMB en 2012
Arkansas	S3	S4	S5		SMB confirmé en janvier 2013
Connecticut	S5	SU	S4		Examen en cours compte tenu de la présence du SMB (K. Zyko)
Delaware	S5	SU	S4		Examen en cours compte tenu de la présence du SMB; probablement S1 (H. Niederriter)
Géorgie	S3	S3S4	S5		SMB détecté en hiver 2012-2013
Illinois	S5	S4	S5		SMB détecté en hiver 2012-2013
Indiana	S4	S3	S4	1987	Espèce préoccupante (R. Hellmich)
Iowa	S4	S4	S4		SMB confirmé au printemps 2012
Kentucky	S5	S4	S4		Pas de réponse à la demande d'information
Maine	S5	S4	SU		Inscription possible aux termes de l'*Endangered Species Act* (J. DePue)
Maryland	S5B, S5N	S4B,S4N	S5B,SUB		Examen en cours compte tenu de la présence du SMB (D. Feller)
Massachusetts	S5	S4	S3		Examen en cours; en voie de disparition (S. Haggerty)
Minnesota	SNR	S3	S3		SMB confirmé en août 2013
Missouri	S4	S4	SNR	1992	Examen en cours compte tenu de la présence du SMB (D. Butler)
Nouveau-Brunswick	S1	S1	S1		Changé de S4, S4, S2? à cause du SMB (M. Sabine)
New Hampshire	S5	S3	S1N,SUB		Examen en cours compte tenu de la présence du SMB (D. Kent)
New Jersey	S5	SU	SU		Pas de réponse à la demande d'information
New York	S5	S3S4	S3	Début des années 1990	Examen en cours compte tenu de la présence du SMB (C. Herzog)
Caroline du Nord	S4	S3S4	S5		Pas de réponse à la demande d'information
Nouvelle-Écosse	S1	S2	S1?	Avril 2012	Changé de S4 à cause du SMB (J. Klymko)
Ohio	SNR	SNR	S3?		Changé à « espèce préoccupante » (G. Schneider)
Oklahoma	S1	S2	S4	1993	(T. Fargin)
Ontario	S4	S3	S3?	2010	(M. Oldham)
Pennsylvanie	S1	S1	S1		Examen en cours compte tenu de la présence du SMB (D. Brauning)
Île-du-Prince-Édouard	S1	S1S2	n.d.	Avril 2012	Était S1 à cause d'un gîte d'hibernation et de la présence du SMB (J. Klymko)
Québec	S1	S1	S1	Hiver 2013	Changé de S2, S5 à cause du SMB (N. Desrosiers)

Territoires touchés par le syndrome du museau blanc	Rang			Date de l'évaluation	Observations et sources (comm. pers.)
	Myotis lucifugus	*Myotis septentrionalis*	*Perimyotis subflavus*		
Rhode Island	S5	S2	S4		(D. Gregg)
Caroline du Sud	S5	S5	SNR		
Tennessee	S5	S4	S5	2000	Examen à débattre (D. Withers)
Vermont	S1	S4S5	S2S3	2010	Changé de S5 à cause du SMB; en voie de disparition (S. Darling)
Virginie	S5	S3S4	S5		Examen en cours (R. Reynolds)
Virginie-Occidentale	S3	S3S4	S5	2010	*M. lucifugus* changé de S5 à cause du SMB (M. Welch)

Tableau 15. Classement infranational de NatureServe pour les territoires de compétence où la présence du syndrome du museau blanc n'a pas été signalée (ni soupçonnée, ni confirmée). Le classement est fondé sur NatureServe Explorer (2013) et sur la correspondance avec les gestionnaires de bases de données, 2012 (voir le tableau 13 pour une définition des cotes).

Cote	*Myotis lucifugus*	*Myotis septentrionalis*	*Perimyotis subflavus*
S1			Nebraska
S1S2	Territoires du Nord-Ouest	Territoires du Nord-Ouest	
S1S3		Wisconsin	Wisconsin
S2	Mississippi	Kansas	Michigan
S2S3	Californie	Alberta, Colombie-Britannique, Terre-Neuve	
S2S4	Wisconsin		
S2N, S5B	Manitoba		
S3	Nevada, Caroline du Sud	Dakota du Sud, Yukon	
S3B, S3N?		Mississippi	
S3S4	Kansas		
S3S4N		Manitoba	
S4	Alaska, Montana, Nebraska, Oregon, Utah, Washington DC, Labrador, Terre-Neuve	Nebraska	Kansas, Washington DC
S4B, SNRN		Saskatchewan	
S4S5	Washington, Yukon		Louisiane
S5	Alberta, Colombie-Britannique, Colorado, Idaho, Michigan, Nouveau-Mexique, Dakota du Sud, Wyoming		Mississippi, Texas
S5B, S5M	Saskatchewan		
SNR	Floride, Dakota du Nord	Michigan	Floride
SU		Dakota du Nord	
SH		Floride	

Les cotes mondiales attribuées par NatureServe ont été changées en juillet 2012 à cause de l'apparition du SMB; elles sont passées de « *non en péril – apparemment non en péril* » (G5, G4) à « *vulnérable* » (G3) pour la petite chauve-souris brune et la pipistrelle de l'Est, et à « *gravement en péril* » à « *vulnérable* » (G1G3) pour la chauve-souris nordique. La cote nationale attribuée aux États-Unis pour les trois espèces est passée de N5 (« *non en péril* » – *Secure*) à N3 (*M. lucifugus*, *P. subflavus*) et à N1N3 (*M. septentrionalis*). Les trois espèces sont jugées « *apparemment non en péril* » (S5) ou « *non en péril* » (S4) dans la plupart des territoires de compétence touchés par le SMB, mais ce statut est en train de changer. Treize des 15 administrations comprises dans la zone touchée par le SMB qui ont répondu à une demande de mise à jour de leur processus de classement ont entrepris de réviser les cotes attribuées pour tenir compte de l'apparition du SMB (tableau 14). Plusieurs États ont récemment déclaré l'une ou l'autre ou l'ensemble des trois espèces « *en voie de disparition* » (*Endangered*) (p. ex., Massachusetts et Vermont) ou « *menacées* » (*Threatened*) (Wisconsin), ou ont entrepris une évaluation du statut qui pourrait déboucher sur l'attribution d'une catégorie de risque plus élevé (p. ex., Maine, Maryland, Ohio). Nous présentons au tableau 15 les cotes attribuées par NatureServe pour les territoires de compétence où la présence du SMB n'a pas encore été signalée.

La pipistrelle de l'Est se rencontre dans quatre territoires de compétence, et les cotes qui lui sont attribuées montrent que sa situation était déjà jugée préoccupante (S2?, S3?) avant l'apparition du SMB. En 2012-2013, la Nouvelle-Écosse, le Nouveau-Brunswick et le Québec ont respectivement attribué à cette espèce les cotes S1?, S1 et S1 pour tenir compte de l'apparition du syndrome (tableau 14).

Une stratégie nationale de coordination des mesures de gestion et d'intervention relatives au SMB au Canada est en voie d'élaboration (Inter-agency WNS Committee, 2012). Cette stratégie est calquée sur celle adoptée aux États-Unis et comprend des objectifs relatifs à la communication avec le public et les décideurs sur les enjeux relatifs au SMB, des mesures normalisées de contrôle, de diagnostic et de gestion des bases de données, et des pratiques de conservation.

Protection et propriété de l'habitat

Les niveaux de protection varient d'un endroit à l'autre du Canada. Les chauves-souris sont considérées comme des espèces sauvages en vertu des lois provinciales portant sur la faune (sauf à l'Î.-P.-É; R. Curley, comm. pers.), et ne peuvent être chassées ou maltraitées sans permis. Certaines administrations autorisent l'éradication des colonies sur les propriétés privées. Les gîtes d'hibernation connus peuvent faire l'objet d'une protection spéciale contre les effets possibles des activités de mise en valeur et d'extraction des ressources (p. ex., le Manitoba prévoit l'aménagement d'une zone tampon d'un rayon de 200 m pour l'exploitation forestière; [Manitoba, 2010], et Terre-Neuve interdit les activités de mise en valeur des ressources dans un rayon de 200 m des principaux gîtes d'hibernation [S. Moores, comm. pers.]). Cependant, rares sont les administrations qui exigent la réalisation de relevés pour déterminer la présence de chauves-souris dans les mines que l'on prévoit de fermer. Les

administrations ont commencé à réagir à l'apparition du SMB en limitant l'accès aux gîtes d'hibernation ou en recommandant aux gens de ne pas visiter ces sites ou d'éviter d'utiliser les mêmes vêtements et les mêmes équipements lorsqu'ils en visitent plus d'un. Par exemple, en Nouvelle-Écosse, toutes les mines situées sur des terres publiques sont interdites d'accès pour des raisons de sécurité, et cette interdiction s'étend également à plusieurs grottes naturelles dont l'une (la grotte Hayes) est le principal gîte d'hibernation de la province. Quatre sites sont clôturés (M. Elderkin, comm. pers.). Au Nouveau-Brunswick, l'accès est limité pour un des sites qui se trouve dans une aire naturelle protégée (M. Sabine, comm. pers.). Le principal gîte d'hibernation du Manitoba (grotte St. George) est une réserve écologique protégée (Dubois et Monson, 2007). Dans certains territoires de compétence situés à l'extérieur de la zone touchée par le SMB, l'accès aux sites est limité en guise de précaution; par exemple, les chauves-souris qui hibernent dans la grotte Cadomin, en Alberta, étaient protégées en vertu des dispositions de l'*Alberta Wildlife Act* depuis 1984, mais le site a continué d'être très fréquenté et a dû être fermé en permanence en mai 2010 (Olson *et al.*, 2011). On ignore dans quelle mesure les restrictions imposées peuvent limiter la propagation du SMB. Plusieurs des gîtes d'hibernation connus dans le sud de l'aire de répartition canadienne se trouvent sur des terres privées où les restrictions risquent de ne pas s'appliquer. Le gîte des T.N.-O. se trouve sur des terres autochtones.

La propriété de l'habitat n'est pas un enjeu aussi important puisque ces espèces à l'aire de répartition vaste s'observent dans une variété de milieux urbains, ruraux et forestiers, et qu'elles passent l'hiver dans des centaines de gîtes d'hibernation. Les gîtes du sud qui se trouvent sur des terres privées pourraient être menacés s'ils ne bénéficient pas d'une protection suffisante contre les actions nuisibles des propriétaires. Les espèces se rencontrent dans la plupart des aires protégées nationales et provinciales comprises dans leur aire de répartition. Les gîtes d'hibernation se trouvent sur des terres privées, publiques ou autochtones. La protection des espèces dépend de la bonne volonté de multiples propriétaires fonciers.

REMERCIEMENTS ET EXPERTS CONTACTÉS

Le présent rapport (ainsi que le document précédent utilisé dans le cadre de l'évaluation d'urgence) a été rédigé grâce aux renseignements fournis par de nombreux chercheurs et gestionnaires dont les travaux concernent les chauves-souris et le syndrome du museau blanc en Amérique du Nord. Le rédacteur s'est en partie inspiré des débats tenus au cours de la North American Bat Research Conference organisée à Toronto en octobre 2011.

Anions, Marilyn. Directrice, Natureserve Canada. Ottawa (Ontario).

Barclay, Robert. Département des sciences biologiques, University of Calgary, Calgary (Alberta).

Barker, Ian. Collège de médecine vétérinaire de l'Ontario, University of Guelph, Guelph (Ontario).

Bowman, Jeff. Chercheur, Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, Peterborough (Ontario).

Brauning, Daniel. Wildlife Diversity, Game Commission. Harrisburg (Pennsylvanie).

Brigham, Mark. Département de biologie, University of Regina. Regina (Saskatchewan).

Britzke, Eric. US Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg (Mississippi).

Broders, Hugh. Département de biologie. St. Marys University, Halifax (Nouvelle-Écosse).

Brunkhurst, Emily. New Hampshire Fish and Game Department, Concord (New Hampshire).

Butchkoski, Calvin. Pennsylvania Game Commission, Harrisburg (Pennsylvanie).

Butler, Dororthy. Coordonnatrice du patrimoine, Department of Conservation. Jefferson City (Missouri).

Carrière, Suzanne. Biologiste (biodiversité), ministère de l'Environment et des Ressources naturelles, Yellowknife (T.N.-O.).

Coleman, Jeremy. Coordonnateur national, syndrome du museau blanc. US Fish and Wildlife Service, Hadley (Massachusetts).

Curley, Rosemary. Directrice de programme, Aires protégées et préservation de la biodiversité des forêts, ministère de l'Environnement, de l'Énergie et des Forêts, Charlottetown (Î.-P.-É.).

Darling, Scott. Directeur du programme de gestion de la faune. Rutland (Vermont).

Davis, Peter. Biologiste de la faune, région du nord-est, Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario.

Delorme, M. Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec. Québec (Québec).

DePue, John. Biologiste des animaux à fourrure/petits mammifères. Department of Inland Fisheries and Wildlife. Bangor (Maine).

Desrosiers, Nathalie. Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec. Québec (Québec).

Elderkin, Mark. Biologiste des espèces en péril. Ministère des Ressources naturelles, Kentville (Nouvelle-Écosse).

Elliot, Anthony. Écologiste de la faune, Department of Conservation, Kirksville (Missouri).

Feller, Dan. Écologiste, région de l'Ouest. Department of Natural Resources, Frostburg (Maryland).

Fenton, Brock. Département de biologie, University of Western Ontario, London (Ontario).

Fraser, Erin. Département de biologie, University of Western Ontario, London (Ontario).

Gauthier, Isabelle. Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec. Québec (Québec).

Gifford, Krishna. Endangered Species Program. US Fish and Wildlife Service, Hadley (Massachusetts).

Goquen, Nicole. Secrétaire-trésorière. Comité conjoint de chasse, de pêche et de piégeage. Montréal (Québec).

Gregg, David. Rhode Island Natural History Survey. Kingston (Rhode Island).

Haggery, Sarah. Gestionnaire de l'information, Division of Fisheries and Wildlife. Westborough (Massachusetts).

Hale, Lesley. Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, Peterborough (Ontario).

Hallam Sr., Tom. Department of Biology, University of Tennessee, Knoxille (Tennessee).

Hellmich, Ron. Natural Heritage Data Center. Indiana.

Herzog, Carl. Biologiste de la faune. Department of Environmental Conservation. Albany (New York).

Hicks, Alan. Chercheur sur le syndrome du museau blanc. Biologiste à la retraite, New York State Department, Vesper Environmental.

Hobson, Dave. Biologiste de la faune, Fish and Wildlife Division, Edson (Alberta).

Johnson, Catherine. USDA Forest Service. Elkins (Virginie-Occidentale).

Jung, Thomas. Biologiste de la faune senior, Ministère de l'Environnement du Yukon, Whitehorse (Yukon).

Kent, Don. Department of Resources and Economic Development, Concord (New Hampshire).

Kieninger, Tara. Gestionnaire du programme de bases de données, Department of Natural Resources. Springfield (Illinois).

Klymko, John. Centre de données sur la conservation du Canada Atlantique. Sackville (Nouveau-Brunswick)

Lausen, Cori. Wildlife Conservation Society Canada, Kaslo (C.-B.).

Leighton, Ted. Canadian Cooperative Wildlife Health Centre, Atlantic Veterinary College, University of Saskatchewan, Regina (Saskatchewan).

Lupien, Gilles. Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec. Québec (Québec).

Mainguy, Julien. Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec. Québec (Québec).

Massé, Ariane. Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec. Québec (Québec).

McBurney, Scott. Canadian Cooperative Wildlife Health Centre, Atlantic Region. Atlantic Veterinary College, University of Prince Edward Island, Charlottetown (Î.-P.-É.).

Maher, Tom. Gestionnaire senior de l'évaluation environnementale. Ministry of Environment. Regina (Saskatchewan).

Moores, Shelley. Endangered Species and Biodiversity, Wildlife Division. Cornerbrook (Terre-Neuve-et-Labrador).

McAlpine, Don. Zoologiste. Musée du Nouveau-Brunswick. Saint-Jean (Nouveau-Brunswick).

Niederriter, Holly. Division of Fish and Wildlife, Dover (Delaware).

Oldham, Mike. Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario. Peterborough (Ontario).

Reeder, DeeAnn. Department of Biology, Bucknell University, Lewisburg (Pennsylvanie).

Reynolds, Rick. Department of Game and Inland Fisheries, Virginie.

Rodrigues, Bruce. Division de la faune. Ministère de l'Environnement de Terre-Neuve et du Labrador.

Rogers, Rebecca. Michigan Natural Features Program. Michigan.

Sabine, Mary. Biologiste des espèces en péril. Ministère des Ressources naturelles. Fredericton (Nouveau-Brunswick).

Schneider, Gregg. Biodiversity Database Program. Department of Natural Resources. Columbus (Ohio).

Simard, Anouk. Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec. Québec (Québec).

Stihler, Craig. West Virginia Department of Natural Resources, Virginie-Occidentale.

Stipec, Katrina. BC Conservation Data Centre. Ministère de l'Environnement, Victoria (C.-B.).

Tinsley, Karl. United States Fish and Wildlife Service. Fort Snelling (Minnesota).

Turner, Greg. Spécialiste des mammifères en voie de disparition, Pennsylvania Game Commission, Pennsylvanie.

Vanderwolf, Karen. Musée du Nouveau-Brunswick. Saint-Jean (Nouveau-Brunswick).

Watkins, Bill. Wildlife Branch, Manitoba Conservation and Water Stewardship. Winnipeg (Manitoba).

Withers, David. Tennessee Natural Heritage Program. Nashville (Tennessee).

Welch, Michael. Division of Natural Resources. Elkin (Virginie-Occidentale).

Willis, Craig. University of Winnipeg, Winnipeg (Manitoba).

Wilson, Joanna. Biologiste de la faune (espèces en péril). Ministère de l'Environnement et des Ressources naturelles, Yellowknife (T.N.-O.).

Zimmerling, Ryan. Service canadien de la faune, Ottawa (Ontario).

Zyko, Karen. Bureau of Natural Resources. Hartford (Connecticut).

SOURCES D'INFORMATION

Alaska Department of Fish and Game. 2013. Terrestrial Mammals - Appendix 4; South coastal Bats, disponible à l'adresse : http://www.adfg.alaska.gov/static/species/wildlife_action_plan/appendix4_terrestrial_mammals.pdf [consulté en mars 2013; en anglais seulement].

Amelon, S., et D. Burhans. 2006. Conservation assessment: *Myotis septentrionalis* (Northern Long-eared Bat) in the eastern United States, p. 69-82 *in* Thompson, F. (éd.), Conservation Assessments for Five Forest Bat Species in the Eastern United States, United States Department of Agriculture General Technical Report NC-260, 83 p.

Anderson, J., et C. Robert. 1971. A new unipolar electrode for electrocardiography in small mammals, *Journal of Mammalogy* 52:469-471.

Anthony, E., et T.H. Kunz. 1977. Feeding strategies of the little brown bat, *Myotis lucifugus*, in southern New Hampshire, *Ecology* 58:775-786.

Arnett, E. (et 13 coauteurs). 2008. Patterns of bat fatalities at wind energy facilities in North America, *Journal of Wildlife Management* 71:61-78.

Arnold, B. 2007. Population structure and sex-biased dispersal in the forest-dwelling Vespertilionid bat, *Myotis septentrionalis*, *American Midland Naturalist* 157:374-384.

Avery, M.I. 1985. Winter activity of Pipistrelle bats, *Journal of Animal Ecology* 54:721-738.

Baerwald, E. 2008. Variation in the Activity and Fatality of Migratory Bats at Wind Energy Facilities in Southern Alberta: Causes and Consequences, mémoire de maîtrise ès sciences, University of Calgary, Calgary (Alberta).

Baerwald, E., G. D'Amours, B. Klug et R. Barclay. 2008. Barotrauma is a significant cause of bat fatalities at wind turbines, *Current Biology* 18:695-696.

Baerwald, E., J. Edworthy, M. Holder et R. Barclay. 2009. A large-scale mitigation experiment to reduce bat fatalities at wind energy facilities, *Journal of Wildlife Management* 73:1077-1081.

Baker, R. 1978. The Evolutionary Ecology of Animal Migration, Holmes and Meier, New York, 1012 p.

Ballmann, A. 2012. Update on submissions to the North American WNS diagnostic laboratory network, Abstract, 5th Annual White-nose Syndrome Symposium, 4 au 7 juin 2012, Madison (Wisconsin).

Barbour, R., et W. Davis. 1969. Bats of America, University Press Kentucky, Lexington (Kentucky), 286 p.

Barclay, R. 1982. Night roosting behavior of little brown bat, *Myotis lucifugus*, *Journal of Mammalogy* 63:464-474.

Barclay, R., et M. Brigham. 1996. Bats and Forests Symposium, 19-21 octobre 1995, Victoria (Colombie-Britannique), Paper 23/1996, Ministry of Forests de la Colombie-Britannique, Victoria (Colombie-Britannique), 292 p.

Barclay, R., D. Thomas et B. Fenton. 1979. Comparison of methods used for controlling bats in buildings, *Journal of Wildlife Management* 44:502-506.

Barclay, R.M.R. (et 7 coauteurs). 2004. Variation in the reproductive rate of bats, *Canadian Journal Zoology* 82: 688-693.

Bat Population Data Project. 2013. USGS, disponible à l'adresse : https://my.usgs.gov/bpd/ [en anglais seulement].

Bennett, V., et A. Zurcher. 2012. When corridors collide: road-related disturbance to commuting bats, *Journal of Wildlife Management* 77:93-101.

Blehert, D. (et 12 coauteurs). 2009. Bat white-nose syndrome: An emerging fungal pathogen, *Science* 323:227.

Blehert, D. (et 14 coauteurs). 2012. An overview ofongoing bat white-nose syndrome research at the US Geological Survey- National Wildlife Health Center, Abstract, 5th Annual White-nose Syndrome Symposium, 4 au 7 juin 2012, Madison (Wisconsin).

Bouma, H., H. Carey et F. Kroese. 2010. Hibernation: The immune system at rest? *Journal of Leucocyte Biology* 88:1-6.

Boyles, J., et V. Brack Jr. 2009. Modeling survival rates of hibernating mammals with individual-based models of energy expenditure, *Journal of Mammalogy* 90:9-16.

Boyles, J., P. Cryan, G. McCracken et T. Kunz. 2011. Economic importance of bats in agriculture, *Science* 332:41-42.

Boyles, J., et A. McKechnie. 2010. Energy conservation in hibernating endotherms: Why 'suboptimal' temperatures are optimal, *Ecological Modelling* 221:1644-1647.

Boyles, J., J. Storm et V. Brack Jr. 2008. Thermal benefits of clustering during hibernation: a field test of competing hypotheses on *Myotis sodalis*, *Functional Ecology* 22:632-636.

Brack, V., et J. Twente. 1985. The duration of the period of hibernation of vespertilionid bats, 1. Field studies, *Canadian Journal of Zoology* 63:2952-2954.

Briggler, J., et J. Prather. 2003. Seasonal use and selection of caves by the eastern pipistrelle bat (*Pipistrellus subflavus*), *American Midland Naturalist* 149:406-412.

Brigham, R.M., E.K.V. Kalka, G. Jones, S. Parsons et H.J.G.A. Limpens (éd). 2002. Bat Echolocation Research: tools, techniques and analysis, Bat Conservation International, Austin (Texas).

Britzke, E., C. Herzog et B. Ewing. 2011. Observations and initial results from 3 years of sampling bats along acoustic transects, Abstract. 41st North American Bat Research Meeting, Toronto, CANADA, octobre 2011.

Broders. H., L. Burns et S. McCarthy. 2013. First records of the northern myotis (*Myotis septentrionalis*) from Labrador and summer distribution records and biology of little brown bats (*Myotis lucifugus*) in southern Labrador, *Canadian Field-Naturalist* 127:266-269.

Broders, H., et G. Forbes. 2004. Interspecific and intersexual variation in roost-site selection of northern long-eared and little brown bats in the Greater Fundy National Park Ecosystem, *Journal of Wildlife Management* 68:602-610.

Broders, H., D. McAlpine et G. Forbes. 2001. Status of the eastern pipistrelle (*Pipistrellus subflavus*) in New Brunswick, *Northeastern Naturalist* 8:331-336.

Broders, H., G. Quinn et G. Forbes. 2003. Species status, and the spatial and temporal patterns of activity of bats in southwest Nova Scotia, CANADA, *Northeastern Naturalist* 10:383-398.

Broders, H., G. Forbes, S. Woodley et I. Thompson. 2005. Range extent and stand selection for roosting and foraging in forest dwelling *Myotis septentrionalis* and *M. lucifugus* in the Greater Fundy Ecosystem, New Brunswick, *Journal Wildlife Management* 70(5):1174-1184.

Brooks, R. 2009. Habitat-associated and temporal patterns of bat activity in a diverse forest landscape of southern New England, USA, *Biodiversity Conservation* 18:529-545 DOI 10.1007/s10531-008-9518-x.

Brooks, R. 2011. Decline in summer bat activity in central New England 4 years following initial detection of White-nose Syndrome, *Biodiversity Conservation* 20:2537-2541.

Brown, J., D. McAlpine et R. Curley. 2007. Northern long-eared bat, *Myotis septentrionalis* (Chiroptera: Vespertilionidae), on Prince Edward Island: First records of occurrence and overwintering, *Canadian Field-Naturalist* 121:208-209.

Brownlee-Bouboulis, S., et D. Reeder. 2013. White nose syndrome-affected little brown myotis (*Myotis lucifugus*) increase grooming and other activity behavior during arousal from hibernation, *Journal of Wildlife Diseases* 49:850-859.

Burles, D.W., M.B. Fenton, R.M.R. Barclay, R.M. Brigham et D. Volkers. 2014. Aspects of the winter ecology of bats on Haida Gwaii, British Columbia, *Northwestern Naturalist* 95(2): sous presse.

Burnett, C., et T. Kunz. 1982. Growth rates and age estimation in *Eptesicus fuscus* and comparison with *Myotis lucifugus*, *Journal of Mammalogy* 63:33-41.

Butchkoski, C. 2011. Project Annual Job Report; Indiana Bat Summer Roost Investigations, Pennsylvania Game Commission Bureau of Wildlife Management, rapport gouvernemental inédit, 21 p.

Caceres, C. 1998. The summer ecology of *Myotis* species bats in the interior wet-belt of British Columbia, mémoire de maîtrise ès sciences, University of Calgary, Calgary (Alberta), 107 p.

Caceres, C., et R. Barclay. 2000. *Myotis septentrionalis*, *Mammalian Species* 634:1-3, American Society Mammalogists.

Cagle, F.R., et L. Cockrum. 1943. Notes on a summer colony of *Myotis lucifugus*, *Journal of Mammalogy* 24: 474-492.

Caire, W., R.K. LaVal, M.L. LaVal et R. Clawson. 1979. Notes on the ecology of Myotis keenii (Chiroptera, Vespertilionidae) in eastern Missouri, *American Midland Naturalist* 102(2):404-7.

Canadian Cooperative Wildlife Health Centre. 2013. Inter-Agency Bat White-nose Syndrome Survey Update, disponible à l'adresse : http://www.ccwhc.ca/wns_report_2013.php [consulté en avril 2013; en anglais seulement].

Association canadienne de l'énergie éolienne. 2012. L'éolien – Les faits, disponible à l'adresse : http://www.canwea.ca/wind-energy/index_f.php [consulté le 15 juillet 2012].

Carstens, B., et T. Dewey. 2010. Species delimitation using a combined coalescent and information-theoretic approach: An example form North American *Myotis* bats, *Systematic Biology* 59:400-414.

Chaturvedi, V. (et 7 coauteurs). 2012. Identifying the natural habitat of *Geomyces destructans*, the etiological agent of bat geomycosis, Abstract, 5th Annual White-nose Syndrome Symposium, 4 au 7 juin 2012, Madison (Wisconsin).

Clark, D., et T. Lamont. 1976. Organochlorine residues and reproduction in the big brown bat, *Journal of Wildlife Management* 40:249-254.

Cleveland, C. (et 12 coauteurs). 2006. Economic value of the pest control service provided by Brazilian free-tailed bats in southcentral Texas, *Frontiers in Ecology and the Environment* 4:238-243.

Coleman, J., et R. Barclay. 2011. Influence of urbanization on demography of little brown bats (*Myotis lucifugus*) in the prairies of North America, *PLoS ONE* 6(5): e20483.doi:10.1371/journal.pone.0020483.

Crampton, L., et R. Barclay. 1996. Habitat selection by bats in fragmented and unfragmented aspen mixedwood stands of different ages, p. 238-259 *in* M. Brigham et R. Barclay (éd.), Bats and Forests Symposium, 19-21 octobre 1995, Victoria (Colombie-Britannique), Paper 23/1996, Ministry of Forests de la Colombie-Britannique, Victoria (Colombie-Britannique), 292 p.

Cryan P., C. Meteyer, J. Boyles et D. Blehert. 2010. Wing pathology of white-nosed syndrome in bats suggests life-threatening disruption of physiology, *BMC Biology 2010*, 8:135, disponible à l'adresse : http://www.biomedcentral.com/1741-7007/8/135 [en anglais seulement].

Czenze, Z., et H. Broders. 2011. Ectoparasite community structure of two bats (*Myotis lucifugus* and *M. septentrionalis*) from the Maritimes of Canada, *Journal of Parasitology Research*, Doi:10.1155/2011/341535, 9 p.

Dalton, V. 1987. Distribution, abundance, and status of bats hibernating in caves in Virginia, *Virginia Journal of Science* 38:369-379.

Darling, S., et R. Smith. 2011. Assessment of Vermont cave bat populations and proposal to list bat species, Vermont Fish and Wildlife Department report, 15 p.

Daoust, P.-Y., A. Wanderler et G. Casey. 1996. Cluster of rabies cases of probable bat origin among red foxes in Prince Edward Island, *Journal of Wildlife Diseases* 32:403-406.

Davis, W. 1959. Disproportionate sex ratios in hibernating bats, *Journal of Mammalogy* 40:16-19.

Davis, W. 1966. Homing performance and homing ability in bats, *Ecological Monographs* 36:201-237.

Davis, W. 1970. Hibernation: ecology and physiological ecology, p. 265-300 *in* W. Wimsatt (éd.), Biology of Bats, volume 1, Academic Press, New York (New York).

Davis, W., et H. Hitchcock. 1965. Biology and migration of the bat, *Myotis lucifugus*, in New England, *Journal of Mammalogy* 46:296-313.

Davis, W., et R. Mumford. 1962. Ecological notes on the bat *Pipistrellus subflavus*, *American Midland Naturalist* 68:394-398.

DeBlase, A., S. Humphrey et K. Drury. 1965. Cave flooding and mortality in bats in Wind cave, Kentucky, *Journal of Mammalogy* 46:96.

Dewey, T.A. 2006. Systematics and phylogeography of North American *Myotis* (Chiroptera: Vespertilionidae), thèse de doctorat, University of Michigan, Ann Arbor.

Dixon, M. 2011. Population genetic structure and natal philopatry in the widespread North American bat *Myotis lucifugus*, *Journal of Mammalogy* 92:1343-1351.

Dobony, C., A. Hicks, K. Langwig, R. von Linden, J. Okoniewski et R. Rainbolt. 2011. Little Brown Myotis persist despite exposure to white-nose syndrome, *Journal of Fish and Wildlife Management* 2:190-195.

Dobony, C. (et 6 coauteurs). 2012. White-nose syndrome: Lessons learned at Ft. Drum Military Installation, Abstract, 5th Annual White-nose Syndrome Symposium, 4 au 7 juin 2012, Madison (Wisconsin).

Dubois, J., et K. Monson. 2007. Recent distribution records of the little brown bat, *Myotis lucifugus*, in Manitoba and northwestern Ontario, *Canadian Field-Naturalist* 121:57-61.

Dunbar M., et R.M. Brigham. 2010. Thermoregulatory variation among populations of bats along a latitudinal gradient, *Journal of Comparative Physiology* B 180:885-893.

Dzal, Y., L. McGuire, N. Veselka et B. Fenton. 2011. Going, going, gone: the impact of white-nose syndrome on the summer activity of the little brown bat (*Myotis lucifugus*), *Biology Letters* 7:392-394.

Ellison, T., T. O'Shea, M. Bogan, A. Everette et D. Schneider. 2003. Existing data on colonies of bats in the United States: Summary and analysis of the U.S. Geological Survey's bat population database, p. 127-239 *in* T. O'Shea et M. Brogan (éd.), Monitoring Trends in Bat Populations of the United States and Territories: Problems and Prospects, United States Geological Service Information and Technology Report, USGS/BRD/ITR-2003-0003, 274 p.

Environment Canada, Canadian Wind Energy Association, Bird Studies Canada and Ontario Ministry of Natural Resources. 2011. Wind energy bird and bat monitoring database: Summary of the findings from post-construction monitoring reports, 17 p., page Web d'Études d'Oiseaux Canada, disponible à l'adresse : http://www.bsc-eoc.org/birdmon/wind/main.jsp [consulté le 14 juillet 2012; en anglais seulement].

Fabianek, F., D. Gagnon et M. Delorme. 2011. Bat distribution and activity in Montreal Island green spaces: Responses to multi-scale habitat effects in a densely urbanized area, *Ecoscience* 18:9-17.

Farrow, L., et H. Broders. 2011. Loss of forest cover impacts the distribution of the forest-dwelling tri-colored bat (*Perimyotis subflavus*), *Mammalian Biology* 76:172-179.

Federal Register. 2013. Endangered and Threatened Wildlife and Plants; 90-Day Finding on a Petition To List the Eastern Small-Footed Bat and the Northern Long-Eared Bat as Threatened or Endangered, vol. 78, n° 191, Part III.

Fenton, M.B. 1969. Summer activity of *Myotis lucifugus* (Chiroptera: Vespertilionidae) at hibernacula in Ontario and Québec, *Canadian Journal of Zoology* 47:597-602.

Fenton, M.B. 1970a. Population studies of *Myotis lucifugus* (Chiroptera: Vespertilionidae) in Ontario, *Royal Ontario Museum Life Sciences Contribution* 77:1-34.

Fenton, M.B. 1970b. A technique for monitoring bat activity with results obtained from different communities in southern Ontario, *Canadian Journal of Zoology* 48:817-820.

Fenton, M.B. 1997. Science and the conservation of bats, *Journal of Mammalogy* 78:1-14.

Fenton, M.B. 2012. Bats and white-nose syndrome, Proceedings National Academy of Sciences 109:6794-6795.

Fenton, M.B., et R. Barclay. 1980. *Myotis lucifugus*, *Mammalian Species* n° 42, p. 1-8, American Society Mammalogists.

Fenton. M.B., et G. Bell. 1991. Recognition of bats by their echolocation calls, *Journal of Mammalogy* 62:233-243.

Fenton, M.B., C.G. van Zylle de Jong, G. Bell, D. Campbell et M. Laplante. 1980. Distribution, parturition dates, and feeding of bats in south-central British Columbia, *Canadian Field-Naturalist* 94:416-420.

Firman M.C., C. Godwin et R.M.R. Barclay. 1995. Bat fauna of the west Shuswap and south Thompson River region, BC, rapport préparé par la Wildlife Branch, Ministry of Environment, Lands and Parks, Victoria (Colombie-Britannique).

Foley, K., D. Clifford, K. Castle, P. Cryan et R. Ostfeld. 2011. Investigating and managing the rapid emergence of white-nose syndrome, a novel, fatal, infectious disease of hibernating bats, *Conservation Biology* 25:223-231.

Ford, W., E. Britzke, C. Dobony, J. Rodrigue et J. Johnson. 2011. Patterns of acoustical activity of bats prior to and following white-nose syndrome occurrence, *Journal of Fish and Wildlife Management* 2:125-134.

Foster, R., et A. Kurta. 1999. Roosting ecology of the northern bat (*Myotis septentrionalis*) and comparisons with endangered Indiana bat (*Myotis sodalis*), *Journal of Mammalogy* 80:659-672.

Francl, K., M. Ford, D. Sparks et V. Brack Jr. 2012. Capture and reproductive trends in summer bat communities in West Virginia: Assessing the impact of White-nose Syndrome, *Journal of Fish and Wildlife Management* 3:33-42.

Fraser, E., L. McGuire, J. Eger, F. Longstaffe et B. Fenton. 2012. Evidence of latitudinal migration in tri-colored bats, *Perimyotis subflavus*, *PLoS ONE* 7:e31419.doi:10.1371/journal.pone.0031419.

Frick, W. (et 7 coauteurs). 2010a. An emerging disease causes regional population collapse of a common North American bat species, *Science* 329:679-682.

Frick, W., Reynolds et T. Kunz. 2010b. Influence of climate and reproductive timing on demography of little brown bat, *Myotis lucifugus*, *Journal of Animal Ecology* 79:128-136.

Fujita, M., et T. Kunz. 1984. *Pipistrellus subflavus*, *Mammalian Species* 228:1-6.

Fundy Engineering. 2012. City of Summerside Wind Farm Project: Year 1 Post-development Avian and Bat Monitoring Report, 98 p.

Furlonger, C., H. Dewar et M.B. Fenton. 1987. Habitat use by foraging insectivorous bats, *Canadian Journal of Zoology* 65:284-288.

Gaisler, H., V. Hanak et I. Horacek. 1981. Remarks on the current status of bat populations in Czechoslovakia, *Myotis* 18/19:68-75.

Gargas, A., M. Trest, M. Christensen, T. Volk et D. Blehert. 2009. *Geomyces destructans* sp. nov. associated with bat white-nose syndrome, *Mycotaxon* 108:147-154.

Garroway, C., et H. Broders. 2008. Day roost characteristics of northern long-eared bats (*Myotis septentrionalis*) in relation to female reproductive status, *Ecoscience* 15:89-93.

Geluso, K., J.S. Altenbach et D. Wilson. 1976. Bat mortality: pesticide poisoning and migratory stress, *Science* 194:184–186.

Geluso, K., T. Mollhagen, J. Tigner et M. Brogan. 2004. Westward expansion of the eastern pipistrelle (*Pipistrellis subflavus*) in the United States, including new records from New Mexico, South Dakota, and Texas, *Western North American Naturalist* 65:405-409.

Gillman, K. (et 9 coauteurs). 2011. *Myotis lucifugus* at maternity colonies in Massachusetts: Assessing impacts of White-nose Syndrome, Abstract, 41st North American Bat Research Meeting, Toronto, CANADA, octobre 2011.

Girard, K., H. Hitchcock, G. Edsall et R. MacCready. 1965. Rabies in bats in southern New England, *New England Journal of Medicine* 272:75-80.

Golder. 2008. SaskPower International Centennial Wind Power Facility: Bird-Bat Monitoring Program Final Report, Submitted to SaskPower International, Golder Associates, 293 p.

Golder. 2011. Red Lily Wind Farm: Post-construction Monitoring Program 2011, Submitted to SaskPower International, Golder Associates, 35 p.

Grieneisen, L. 2011. Hibernacula Microclimate and White-nose Syndrome Susceptibility in the Little Brown Myotis (*Myotis lucifugus*), mémoire de maîtrise ès sciences, Bucknell University, Lewisburg (Pennsylvanie).

Griffin, D.R. 1934. Marking bats, *Journal of Mammalogy* 15:202-207.

Griffin, D.R. 1940. Migrations of New England bats, *Bulletin Museum of Comparative Zoology* 86:217-246.

Griffin, D.R. 1945. Travels of banded cave bats, *Journal of Mammalogy* 26:15-23.

Grindal, S., et M. Brigham. 1999. Impacts of forest harvesting on habitat use by foraging insectivorous bats at different spatial scales, *Ecoscience* 6:25-34.

Grindal, S.D., C.I. Stefan et C. Godwin-Sheppard. 2011. Diversity, distribution, and relative abundance of bats in the oil sands regions of Northeastern Alberta, *Northwestern Naturalist*, 92(3):211-220.

Hall, J., R. Cloutier et D. Griffin. 1957. Longevity records and notes on toothwear in bats, *Journal of Mammalogy* 38:407-409.

Hallam, T., et P. Federico. 2011. The panzootic white-nose syndrome: An environmentally constrained disease? Transboundary and Emerging Diseases, 1-10, doi:10.1111/j.1865-1682.2011.01268x.

Harrison, J. 1965. Temperature effects on responses in the auditory system of the little brown bat, *Myotis lucifugus*, *Physiological Zoology* 38:34-48.

Hayes, J., et S. Loebb. 2007. The influences of forest management on bats in North America, p. 207-236 *in* M. Lacki, J. Hayes et A. Kurta (éd.), Bats in Forests: Conservation and Management, Johns Hopkins Univeristy Press, Baltimore, 329 p.

Hemmera. 2011. Raptor and migratory bird and bat monitoring and follow-up report 2010 and recommendations for 2011, préparé par Hemmera Consulting, Vancouver (Colombie-Britannique) pour le Bear Mountain Wind Limited Partnership, AltaGas, Calgary.

Henderson, L., et H. Broders. 2008. Movements and resource selection of the northern long-eared Myotis (*Myotis septentrionalis*) in a forest-agriculture landscape, *Journal of Mammalogy* 89:952-963.

Henderson, L., L. Farrow et H. Broders. 2008. Intra-specific effects of forest loss on the distribution of the forest-dependant northern long-eared bat (*Myotis septentrionalis*), *Biological Conservation* 141:1819-1828.

Henderson, L., L. Farrow et H. Broders. 2009. Summer distribution of the bats of Prince Edward Island, CANADA, *Northeastern Naturalist* 16:131-140.

Henry, M., D. Thomas, R. Vaudry et M. Carrier. 2002. Foraging distances and home range of pregnant and lactating little brown bats (*Myotis lucifugus*), *Journal of Mammalogy* 83:767-774.

Henshaw, R.E., et G.E. Folk. 1966. Relation of thermoregulation to seasonally changing microclimate in two species of bats (*Myotis lucifugus* and *M. sodalis*), *Physiological Zoology* 39:223-236.

Herzog, C., et R. Reynolds. 2012. Epicenter regional update, Abstract, 5th Annual White-nose Syndrome Symposium, 4 au 7 juin 2012, Madison (Wisconsin).

Hicks, A. (et 12 coauteurs). 2012. Banding begins to determine if WNS survivors occur in the Northeast, Abstract, 5th Annual White-nose Syndrome Symposium, 4 au 7 juin 2012, Madison (Wisconsin).

Hickey, M., M.B. Fenton, K. MacDonald et C. Soulliere 2001. Trace elements in the fur of bats (Chiroptera: Vespertilionidae) from Ontario and Québec, CANADA, *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 66:699-706.

Hitchcock, H. 1940. Keeping tracks of bats, *Canadian Field-Naturalist* 59:55-56.

Hitchcock, H. 1949. Hibernation of bats in southeastern Ontario and adjacent Québec, *Canadian Field-Naturalist* 63:47-59.

Hitchcock, H. 1965. Twenty-three years of bat banding in Ontario and Québec, *Canadian Field-Naturalist* 79:4-14.

Hock, R.J. 1951. The metabolic rates and body temperatures of bats, *Biological Bulletin* 101:289-299.

Hogberg, L., K. Patriquin et R. Barclay. 2002. Use by bats of patches of residual trees in logged areas of the boreal forest, *American Midland Naturalist* 148:282-288.

Holloway, G., et R. Barclay. 2000. Importance of prairie riparian zones to bats in southeastern Alberta, *Ecoscience* 7:115-122.

Holroyd, S.L., R.M.R. Barclay, L.M. Merk et R.M. Brigham. 1993. A survey of the bat fauna of the dry interior of British Columbia: A summary by species with recommendations for future work, rapport préparé pour le Ministry of the Environment, Wildlife Branch, Victoria (Colombie-Britannique).

Hoofer, S.R., R. Van Den Bussche et I. Horacek. 2006. Generic status of the American pipistrelles (Vespertilionidae) with description of a new genus, *Journal of Mammalogy* 87(5):981-992.

Horacek, I., J. Zukal, T. Bartonika et N. Martinkova. 2012. Ecology of geomycosis in central Europe, Abstract, 5th Annual White-nose Syndrome Symposium, 4 au 7 juin 2012, Madison (Wisconsin).

Howes Caverns. 2013. Webpage for Howes Caverns tour company, disponible à l'adresse : http://howecaverns.com/history/today#the-2-natural-attraction [en anglis seulement].

Humphrey, S., et J. Cope. 1976. Population ecology of the little brown bat, *Myotis lucifugus*, in Indiana and north-central Kentucky, *American Society Mammalogists* Special Publication 4:1-81.

Humphries, M., J. Speakman et D. Thomas. 2006. Temperature, hibernation energetic, and the cave and continental distributions of little brown Myotis, p. 23-37 *in* Functional and Evolutionary Ecology of Bats, A. Zubaid, G. McCracken et T. Kunz (éd.), Oxford University Press, 342 p.

Huynh, H. 2010. Taxonomic studies on the tri-colored bat, *Perimyotis subflavus*, in southwestern Nova Scotia, Canada, mémoire de maîtrise ès sciences, Acadia University (Nouvelle-Écosse), 82 p.

Hutson, A., et S. Mickleburgh. 1988. Bats underground: a conservation code, Flora and Fauna Preservation Society, London, ROYAUME-UNI, 30 p.

Inter-agency White-nose Syndrome Committee. 2012. A National Plan to Manage White-nose Syndrome in Bats, 12 février 2012, ébauche de rapport préparée pour le Comité des diercteurs canadiens de la faune, 15 p.

IUCN. 2011. Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria (version 9.0, septembre 2011), Prepared by the Standards and Petitions Subcommittee, disponible à l'adresse : www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf [en anglais seulement].

Jameson, J., et C. Willis. 2012. Bat mortality at a wind power facility in central Canada, *Northwestern Naturalist* 93:194-202.

Johnson, C., et C. Sanders. 2012. Using long-term mist netting to assess the impact of WNS on summer bat populations, Poster presentation, 5th Annual WNS Symposium, Madison (Wisconsin), disponible à l'adresse : http://static.whitenosesyndrome.org/sites/default/files/resource/wns_symposium_abstracts_2012_final.pdf. [consulté en août 2012; en anglais seulement].

Johnson, G. 2005. A review of bat mortality at wind-energy developments in the United States, *Bat Research News* 46:45-49.

Johnson, S., V. Brack Jr et R. Rolley. 1998. Overwinter weight loss of Indiana bats (*Myotis sodalis*) from hibernacula subject to human visitation, *American Midland Naturalist* 139: 255-261.

Jonasson, K.A., et C.K.R. Willis. 2011. Changes in body condition of hibernating bats support the thrifty female hypothesis and predict consequences for populations with white-nose syndrome, ***PLoS One***, 6:1-8. doi:10.1371/journal.pone.0021061.

Jonasson, K.A., et C.K.R. Willis. 2012. Hibernation energetics of little brown bats, ***Journal of Experimental Biology*** 215:2141-2149.

Jones, K., D. Armstrong, R. Hoffmann, et C. Jones. 1983. Mammals of the Northern Great Plains, University of Nebraska Press, Lincoln (Nebraska), 379 p.

Jung, T.S. 2013. Estimating little brown bat (*Myotis lucifugus*) colony size in southern Yukon: a mark-recapture approach, Yukon Fish and Wildlife Branch Technical Report TR-13-13: 17 p.

Jung, T., I. Thompson, R. Titman et A. Applejohn. 1999. Habitat selection by forest bats in relation to mixed-wood stand types and structure in central Ontario, *Journal of Wildlife Management* 63:1306-1319.

Jung, T., B. Slough, D. Nagorsen, T. Dewey et T. Powell. 2006. First records of the northern long-eared bat, *Myotis septentrionalis*, in the Yukon, *Canadian Field-Naturalist* 120:39-42.

Jung, T., I. Thompson et R. Titman. 2004. Roost site selection by forest-dwelling male Myotis in central Ontario, Canada, *Forest Ecology and Management* 202:325-335.

Jutras, J., M. Delorme, J. McDuff et C. Vasseur. 2011. Le suivi des chauves-souris du Québec, *Le Naturaliste canadien* 136:48-52.

Kalcounis, M., K. Hobson, M. Brigham et K. Hecker. 1999. Bat activity in the boreal forest: Importance of stand type and vertical strata, *Journal of Mammalogy* 80:673-682.

Kalka, M., A. Smith et E. Kalko. 2008. Bats limit arthropods and herbivory in a tropical forest, *Science* 320:71.

Kiesecker, J. (et 8 coauteurs). 2011. Win-win for wind and wildlife: A vision to facilitate sustainable development, *PLoS ONE* 6(4): e17566.doi:10.1371/journal.pone.0017566.

Keen, R., et H. Hitchcock. 1980. Survival and longevity of the little brown bat (*Myotis lucifugus*) in southeastern Ontario, *Journal of Mammalogy* 61:1-7.

Kilpatrick, M. 2013. Transmission of *Geomyces destructans* between bats and the environment, International Bat Research Conference, San Jose, COSTA RICA, 11-15 août.

Krusic, R., M. Yamasaki, C. Neefus et P. Pekins. 1996. Bat habitat use in White Mountain National Forest, *Journal of Wildlife Management* 60:625-631.

Kunz, T.H. 1973. Resource utilization: temporal and spatial components of bat activity in central Iowa, *Journal of Mammalogy* 54:14-32.

Kunz, T.H., E.L.P. Anthony et W.T. Rumage. 1977. Mortality of little brown bats following multiple pesticide applications, *Journal of Wildlife Management* 41:476-483.

Kunz, T. (et 8 coauteurs). 2007. Assessing impacts of wind-energy development on nocturnally-active birds and bats: a guidance document, *Journal of Wildlife Management* 71:2449-2486.

Kunz, T.H., et **J.D. Reichard**. *2010. Status review of the little brown Myotis (Myotis lucifugus) and determination that immediate listing under the endangered species act is scientifically and legally warranted, disponible à l'adresse : http://www.bu.edu/cecb/files/2010/12/Final-Status-Review.pdf.*

Kunz, T., et M. Tuttle. 2009. White-nose syndrome science strategy meeting II, disponible à l'adresse : http://www.bacon.org/pdfs/whitenose/WN2FinalReport.pdf.

Kurta, A., G. Bell, K. Nagy et T. Kunz. 1989. Energetics of lactation and pregnancy in free ranging little brown bats (*Myotis lucifugus*), *Physiological Zoology* 62:804-818.

Kurta, A., et J. Teramino. 1994. A novel hibernaculum and noteworthy records of the Indiana bat and eastern pipistrelle (Chiroptera: Vespertilionidae), *American Midland Naturalist* 132:410-413.

Langwig, K., W. Frick, J. Bried, A. Hicks, T. Kunz et A. Kilpatrick. 2012. Sociality, density-dependence and microclimates determine the persistence of populations suffering from a novel fungal disease, white-nose syndrome, *Ecology Letters* doi:10.1111/j.1461-0248.2012.1829.x.

Lancaster, P., J. Bowman et B. Pond. 2008. Fishers, farms and forests in eastern North America, *Environmental Management* 42:93-101.

Lausen, C.L. 2009. Status of Northern Myotis (*Myotis septentrionalis*) in Alberta: 2009 Update, Alberta Wildlife Status Report n° 3, Gouvernement de l'Alberta, 34 p.

Lausen, C.L. 2011. Late summer survey of bat hibernacula and bat diversity in South Slave Region, Northwest Territories and Wood Buffalo National Park, Alberta, rapport inédit soumis à Parcs Canada et au gouvernement des Territoires du Nord-Ouest, 34 p.

Lausen, C.L., et R. Barclay. 2006. Winter bat activity in the Canadian prairies, *Canadian Journal of Zoology* 84:1079-1086.

Lausen, C.L., I. Delisle, R.M.R. Barclay et C. Strobek. 2008. Beyond mtDNA: nuclear gene flow suggest taxonomic oversplitting in the little brown bat (*Myotis lucifugus*), *Canadian Journal of Zoology* 86:700-713.

Lausen, C., et T. Hill. 2010. A summary of bat work in 2009 in the Columbia Basin as part of the provincial taxonomic study of long-eared bats in B.C. Fish and Wildlife Compensation Program - Columbia Basin, Nelson (Colombie-Britannique).

Lausen, C., T.S. Jung et J. Talerico. 2008. Range extension of the northern long-eared bat (*Myotis septentrionalis*) in the Yukon, *Northwestern Naturalist* 89:115-117.

Lindner, D.L. (et 6 coauteurs). 2011. DNA-based detection of the fungal pathogen *Geomyces destructans* in soils from bat hibernacula, *Mycologia* 103(2): 241-246.

Lorch, J.A. (et 7 coauteurs). 2010. Rapid polymerase chain reaction diagnosis of white-nose syndrome in bats, *Journal of Veterinary Diagnostic Investigations* 22:224-230.

Lorch, J. (et 10 coauteurs). 2011. Experimental infection of bats with *Geomyces destructans* causes white-nose syndrome, *Nature*, 26 octobre 2011 (version en ligne).

Lorch, J., L. Muller, R. Russell, M. O'Connor, D. Lidner et D. Blehert. 2013. Distribution and environmental persistence of the causative agent of white-nose syndrome, *Geomyces destructans*, in bat hibernacula in the eastern United States, *Applied Environmental Microbiology* 79(4):1293, Doi 10.1128/AEM.02939-12.

Lukens, M., et W. Davis. 1964. Bats: sensitivity to DDT, *Science* 146:948.

Luszcz, T. (et 7 coauteurs). 2003. Comparisons of morphology, echolocation call structure, and genetics of *Myotis lucifugus* and *Myotis yumanensis*, *Bat Research News* 44:156.

MacDonald, K., E. Matsui, R. Stevens et M.B. Fenton. 1994. Echolocation calls and field identification of the eastern pipistrelle (*Pipistrellus subflavus*: Chiroptera: Vespertilionidae), using ultrasonic bat detectors, *Journal of Mammalogy* 75:462-465.

Maher, S., *et al.* 2012. Spread of white-nose syndrome on a network regulated by geography and climate, *Nature Communications* 3:1306/DOI:10.1038/ncomms2301.

Mainguy, J., N. Desrosiers et F. Lelièvre. 2011. Cave-dwelling bats in the province of Québec: historical data about hibernacula population surveys, rapport inédit, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 7 p.

Manitoba 2010. Forest Management Guidelines for Terrestrial Buffers. Manitoba Conservation, Winnipeg (Manitoba), 20 p., disponible à l'adresse : http://www.gov.mb.ca/conservation/forestry/pdf/practices/terrestrial_final_2010.pdf [consulté en décembre 2012; en anglais seulement].

Mann, S., R. Steidl et V. Dalton. 2002. Effects of cave tours on breeding *Myotis* velifer, *Journal of Wildlife Manangement* 66:618-624.

Martinez, F., A. Menzies et Z. Czenze. 2012. Bat Hibernacula Survey Report 2012 for the Northwestern Ontario Area, rapport inédit soumis au ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, 7 p.

McAlpine, D., K. Vanderwolf, G. Forbes et D. Malloch. 2011. Consumption of bats (*Myotis* spp.) by raccoons (*Procyon lotor*) during an outbreak of white-nose syndrome in New Brunswick, Canada: implications for estimates of bat mortality, *Canadian Field-Naturalist* 125:257-260.

McGuiness, F., P. Carter et L. Hale. 2011. Ontario's science based approach to bat protection for wind power projects, Abstract, 41st Annual North American Society for Bat Research, 26 au 29 octobre 2011, Toronto (Ontario).

McNab, B. 1974. The behavior of temperate bats in a subtropical environment, *Ecology* 55:943-958.

Messenger, S., C. Rupprecht et J. Smith. 2003. Bats, emerging virus infections, and the rabies paradigm, p. 622-657 *in* Bat Ecology, T. Kunz et B. Fenton (éd.), University of Chicago Press, Chicago (Illinois), 779 p.

Meteyer, C., M. Valent, J. Kashmer, E. Buckles, J. Lorch, D. Blehert, A. Lollar, D. Berndt, E. Wheeler, C. White et A. Ballmann. 2011. Recovery of Little Brown Bat (*Myotis lucifugus*) from natural infection with *Geomyces destructans*, White-nose Syndrome, *Journal of Wildlife Diseases* 47:618-626.

Minnis, A., et D. Lindner. 2013. Phylogenetic evaluation of *Geomyces* and allies reveals no close relatives of *Pseudogymnoascus destructans*, comb. nov., in bat hibernacula of eastern North America, *Fungal Biology* 117:638-649.

Minnesota Department of Natural Resources. 2013. Fungus dangerous to bats detected at two Minnesota state parks, News Release; 9 août 2013, News.dnr.state.mn.us/2013/08/09/fungus.

Mohr, C.E. 1952. A survey of bat banding in North America, 1932-1951, *National Speleological Society News* 14:3-13.

Nagorsen, D. 1980. Records of hibernating big brown bats (*Eptesicus fuscus*) and little brown bats (*Myotis lucifugus*) in northwestern Ontario, *Canadian Field-Naturalist* 94:83-85.

Nagorsen, D., et M. Brigham. 1993. Bats of British Columbia, Royal British Museum, Victoria (Colombie-Britannique), 170 p.

Base de données nationale sur les forêts. 2012. Disponible à l'adresse : http://nfdp.ccfm.org/silviculture/quick_facts_f.php [consulté le 26 juillet 2012].

National Wildlife Health Center. 2013. White-nose Syndrome, disponible à l'adresse : http://www.nwhc.usgs.gov/disease_information/white-nose_syndrome/ [consulté en avril 2013; en anglais seulement].

Neilson, A., et M.B. Fenton. 1994. Responses of little brown Myotis to exclusion and to bat houses, *Wildlife Society Bulletin* 22:8-14.

Nordquist. G. 2000. Winter use of subterranean cavities by bats in and near Minnesota, thèse de maîtrise ès sciences, University of Minnesota, St. Paul (Minnesota).

Norquay, K., F. Martinez-Nunez, J. Dubois, K. Monson et C. Willis. 2013. Long-distance movements of little brown bats (*Myotis lucifugus*), *Journal of Mammalogy* 94:506-515.

O'Donnell, C. 2009. Population dynamics and survivorship in bats, p. 158-176 *in* T. Kunz et S. Parsons (éd.), Ecological and Behavioral Methods for the Study of Bats, 2^{e} édition, John Hopkins University Press, Baltimore (Maryland), 901 p.

Okoniewski, J., J. Haines, A. Hicks, K. Langwig, R. VonLinden et C. Dobony. 2010. Detection of the conidia of *Geomyces destructans* in northeast hibernacula, at maternal colonies, and on gear – some findings based on microscopy and culture, Abstract from 2010 WNS Symposium, Pittsburg (Pennsylvanie), p. 18.

Ontario Ministry of Natural Resources. 2011. Bats and Bat Habitat: Guidelines for Wind Power Projects, OMNR, Peterborough (Ontario) 24 p.

Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario. 2013. Lois-en-ligne; Espèces en péril, disponible à l'adresse : http://www.e-laws.gov.on.ca/html/regs/french/elaws_regs_080230_f.htm [consulté en novembre 2013].

O'Shea, T., L. Ellison et T. Stanley. 2004. Survival estimation in bats: Historical overview, critical appraisal, and suggestions for new approaches, p. 297-336 *in* W. Thompson (éd.), Sampling Rare and Elusive Species, Island Press, Washington D.C., 429 p.

Olson, C., D. Hobson et M. Pybus. 2011. Changes in population size of bats at a hibernaculum in Alberta, Canada, in relation to cave disturbance and access restrictions, *Northwestern Naturalist* 92:224-230.

Owen, S. (et 6 coauteurs). 2003. Home-range size and habitat used by the northern *Myotis* (*Myotis septentrionalis*), *American Midland Naturalist* 150:352-359.

Park, A., et H. Broders. 2012. Distribution and roost selection of bats on Newfoundland, *Northeastern Naturalist* 19:165-176.

Patriquin, K. 2001. Ecology of a bat community in harvested boreal forest in northwestern Alberta, mémoire de maîtrise ;es sciences, University of Calgary, Calgary (Alberta), 106 p.

Patriquin, K., et R. Barclay. 2003. Foraging by bats in cleared, thinned and unharvested boreal forest, *Journal of Applied Ecology* 40:646-657.

Perry, R., et R. Thill. 2007. Tree roosting by male and female eastern pipistrelles in a forested landscape, *Journal of Mammalogy* 88:974-981.

Pierson, E. 1998. Tall trees, deep holes, and scarred landscapes: Conservation biology of North American bats, p. 309-325 *in* Kunz, T., et P. Racey (éd.), Bat Biology and Conservation, Smithsonian Institution Press, Washington D.C., 365 p.

Pikula, J.H. (et 7 coauteurs). 2012. Histopathology confirms White-nose Syndrome in Europe, *Journal Wildlife Diseases* 48:207-211.

Poissant, J., et H. Broders. 2008. Ectoparasite prevalence in *Myotis lucifugus* and *M. septentrionalis* (Chiroptera: Vespertilionidae) during fall migration at Hayes Cave, Nova Scotia, *Northeastern Naturalist* 15:515-522.

Poissant, J., H. Broders et G. Quinn. 2010. Use of lichen as a roosting substrate by *Perimyotis subflavus*, the tricolored bat, in Nova Scotia, *Ecoscience* 14:372-378.

Powers, L., E. Pritchard, K. Lau et B. Francis. 2012. Does *Geomyces destructans* infection reduce female fertility in *Myotis lucifugus*? North America Symposium on Bat Research, PORTO RICO.

Puechmaille, S. 2013. Modelling *Geomyces destructans* distribution in North America and Eurasia using ecological niche modeling: What can we learn? International Bat Research Conference, San Jose, COSTA RICA, 11 au 15 août.

Puechmaille, S.E. (et 26 coauteurs). 2011. Pan-European distribution of white-nose syndrome fungus (*Geomyces destructans*) not associated with mass mortality, *PLoSONE* 6: e19167, doi:10.1371/journal.pone.0019167.

Pybus, M., D. Hobson et D. Onderka. 1986. Mass mortality of bats due to probable blue-green algal toxicity, *Journal of Wildlife Diseases* **22**:449-450.

Raesly, R., et E. Gates. 1987. Winter habitat selection by north temperate bats, *American Midland Naturalist* 118:15-31.

Randall, L., R. Barclay, M. Reid et T. Jung. 2011. Recent infestation of forest stands by spruce beetles do not predict habitat use by little brown bats (*Myotis lucifugus*) in southwestern Yukon, Canada, *Forest Ecology and Management* 261:1950-1956.

Randall, L., T.S. Jung et R.M.R. Barclay. Sous presse. Roost-sites and movements of little brown bats (*Myotis lucifugus*) in southwestern Yukon, *Northwestern Naturalist* 95: sous presse.

Reeder, D.M., et G.R. Turner. 2008. Working together to combat White-nose Syndrome: A report of a meeting on 9-11 June 2008, in Albany, New York, *Bat Research News* 49:75-78.

Reeder, D. (et 14 coauteurs). 2012. Frequent arousal from hibernation linked to severity of infection and mortality in bats with White-Nose Syndrome, *PLoS ONE* 7(6): e38920, doi:10.1371/journal.pone.0038920.

Reichard, J., et T. Kunz. 2009. White-nose syndrome inflicts lasting injuries to the wings of Little Brown Bats (*Myotis lucifugus*), *Acta Chiropterologica* 11:457-464.

Reidinger, R. 1976. Organchlorine residues in adults of six suthwestern bat species, *Journal of Wildlife Management* 40:677-680.

Reimer, J., et L. Kaupas. 2013. South Slave region bat research summary 2013, rapport inédit soumis au Department of Environment and Natural Resources, Territoire du Nord-Ouest, 8 p.

Ren P., K. Haman, L. Last, S. Rajkumar, M. Keel et V. Chaturvedi. 2012. Clonal spread of *Geomyces destructans* among bats, midwestern and southern United States [letter], *Emerging Infectious Disease Journal* [serial on the Internet], mai 2012, http://dx.doi.org/10.3201/eid1805.111711.

Reynolds, S. 2006. Monitoring the potential impact of a wind development site on bats in the northeast, *Journal of Wildlife Management* 70:1219-1227.

Richter, A., S. Humphrey, J. Cope et V. Brack Jr. 1993. Modified cave entrances: thermal effect on body mass and resulting decline of endangered Indiana bats (*Myotis sodalis*), *Conservation Biology* 7:407-415.

Russell, A., M. Vonhof et E. Claire. 2012. Phylogeographic analyses reveal cryptic subdivisions and unexpected connections among Myotis lucifugus populations, North America Symposium on Bat Research, PORTO RICO.

Roche, N. (et 6 coauteurs). 2011. A car-based monitoring method reveals new information on bat populations and distributions in Ireland, *Animal Conservation* doi: 10.1111/j.1469-1795.2011.00470.x.

Sandel, J., G. Benatar, K. Burke, C. Walker, T. Lacher et R. Honeycutt. 2001. Use and selection of winter hibernacula by the eastern pipistrelle (*Pipistrellus subflavus*) in Texas, *Journal of Mammalogy* 82:173-178.

Sasse, D., et P. Pekins. 1996. Summer roosting ecology of northern long-eared bats (*Myotis septentrionalis*) in the White Mountain National Forest, p. 91-101 *in* Bats and Forests Symposium, R. Barclay et M. Brigham (éd.), Research Branch, British Columbia Ministry of Forests Working Paper 23/1996, 291 p.

Sasse, D., et P. Pekins. 2000. Ectoparasites observed on northern long-eared bats, *Myotis septentrionalis*, *Bat research News* 41:69-71.

Schowalter, D, 1980. Swarming, reproduction, and early hibernation of *Myotis lucifugus* and *M. volans* in Alberta, *Journal of Mammalogy* 61:347-350.

Schowalter, D., J. Gunson et L. Harder. 1979. Life history characteristics of little brown bats (*Myotis lucifugus*) in Alberta, *Canadian Field-Naturalist* 93:243-251.

Scott, F., et A. Hebda. 2004. Annotated list of the mammals of Nova Scotia, Proceedings of the Nova Scotia Institute of Science 42:189-208.

Sherwin, R., S. Altenbach et D. Waldien. 2009. Managing abandoned mines for bats, Bat Conservation International.

Slough, B., et T. Jung. 2007. Diversity and distribution of the terrestrial mammals of the Yukon Territory: A review, *Canadian Field-Naturalist* 121:119-127.

Slough, B., et T. Jung. 2008. Observations on the natural history of bats in the Yukon, *The Northern Review* 29:127-150.

Speakman, J., P. Webb et P. Racey. 1991. Effects of disturbance on the energy expenditure of hibernating bats, *The Journal of Applied Ecology* 28:1087-1104.

Stantec 2010. Wolfe Island Wind Plant Post-construction Follow-up Plan: Bird and Bat Resources Monitoring Report n° 4, juillet-décembre 2010, 104 p.

Stantec 2011. Wolfe Island Wind Plant Post-construction Follow-up Plan: Bird and Bat Resources Monitoring Report n° 5, janvier-juin 2011, 166 p.

Studier, E., et D. Howell. 1969. Heart rate of female big brown bats in flight, *Journal of Mammalogy* 50:842-845.

Talerico, J. 2008. The behaviour, diet and morphology of the little brown bat (*Myotis lucifugus*) near the northern extent of its range in Yukon Canada, mémoire de maîtrise ès sciences, University of Calgary, Calgary (Alberta).

Thomas, D. 1995. Hibernating bats are sensitive to non-tactile human disturbance, *Journal of Mammalogy* 76:940-946.

Thomas, D., et D. Cloutier. 1992. Evaporative water loss by hibernating little brown bats, *Myotis lucifugus*, *Physiological Zoology* 65:443-456.

Thomas, D., M. Dorais et J.-M. Bergeron. 1990. Winter energy budgets and cost of arousals for hibernating little brown bats, *Myotis lucifugus*, *Journal of Mammalogy* 71:475-479.

Thomas, D.W., M.B. Fenton et R. Barclay. 1979. Social behaviour of the little brown bat, *Myotis lucifugus*, *Behavioural Ecology and Sociobiology* 6:129–136.

Thomas, D., et F. Geiser 1997. Periodic arousals in hibernating mammals: Is evaporative water loss involved? *Functional Ecology* 11:585-591.

Trombulak S., P. Higuera et M. DesMeules. 2001. Population trends of wintering bats in Vermont, *Northeastern Naturalist* 8:51-62.

Turner, G., D. Reeder et J. Coleman. 2011. A five-year assessment of mortality and geographic spread of white-nose syndrome in North American bats and a look to the future, *Bat Research News* 52:13-27.

Tuttle, M. 2003. Estimating population size of hibernating bats in caves and mines, p. 31-40 *in* Monitoring Trends in Bat Populations of the United States and Territories: Problems and Propsects, T. O'Shea et M. Bogan (éd.), USGS/BRD/ITR-2003, 287 p.

Twente, J., J. Twente et V. Brack Jr. 1985. The duration of the period of hibernation of vespertilionid bats, 2. Laboratory studies, *Canadian Journal of Zoology* 63:2955-2961.

United States Fish and Wildlife Service. 2012. White-nose syndrome decontamination protocol: version 03.15.2012, disponible à l'adresse : http://whitenosesyndrome.org/sites/default/files/resource/national_wns_decontamination_protocol_v_03.15.2012.pdf [consulté le 16 mars 2012; en anglais seulement].

Vanderwolf, K., D. McAlpine, G. Forbes et D. Malloch. 2012. Bat populations and cave microclimate prior to and at the outbreak of White-nose Syndrome in New Brunswick, *Canadian Field-Naturalist* 126:125-134.

Vanderwolf, K., D. McAlpine, D. Malloch et G. Forbes. 2013. Ectomycota associated with hibernating bats in eastern Canadian caves prior to the emergence of White-nose Syndrome, *Northeastern Naturalist* 20:115-130.

van Zyll de Jong, C. 1979. Distribution and systematic relationships of long-eared Myotis in western Canada, *Canadian Journal of Zoology* 57:987-994.

van Zyll de Jong, C. 1985. Traité des mammifères du Canada - Les chauves-souris, Musée canadien de la nature, Ottawa, CANADA, 215 p.

Veilleux, J., J. Whitaker et S. Veilleux. 2003. Tree-roosting ecology of reproductive female eastern pipistrelles, *Pipistrellus subflavus*, in Indiana, *Journal of Mammalogy* 84:1068-1075.

Veilleux, J., et S. Vielleux. 2004. Intra-annual and interannual fidelity to summer roost areas by female eastern pipistrelles, *Pipistrellus subflavus*, *American Midland Naturalist* 152:196-200.

Verant, M., J. Boyles, W. Waldrep, G. Wibbelt et D. Blehert. 2012. Temperature-dependent growth of Geomyces destructans, the fungus that causes bat White-Nose Syndrome, *PLoS ONE* 7(9): e46280, doi:10.1371/journal.pone.0046280.

Walley, H., et W. Jarvis. 1971. Longevity record for Pipistrellus subflavus, Illinois Academy of Science, 64:305.

Warnecke, L., J. Turner, T. Bollinger, J. Lorch, V. Misra, P. Cryan, G. Wibbelt, D. Blehert et C. Willis. 2012. Inoculation of bats with European *Geomyces destructans* supports the novel pathogen hypothesis for the origin of white-nose syndrome, Proceedings National Academy of Sciences, doi/10.1073/pnas.1200374109.

Warnecke, L. (et 7 coauteurs). 2013. Pathophysiology of white-nose syndrome in bats: a mechanistic model linking wing damage to mortality, *Biology Letters* 9:20130177, doi.org/10.1098/rsbl.2013.0177.

Watt, E., et B. Fenton 2008. DNA fingerprinting provides evidence of discriminate suckling and non-random mating of little brown bat, *Myotis lucifugus*, *Molecular Ecology* 4:261-264.

Webb, P., J. Speakman et P. Racey. 1996. How hot is a hibernaculum? A review of the temperature at which bats hibernate, *Canadian Journal of Zoology* 74:761-765.

Weller, T.J., S.A. Scott, T.J. Rodhouse, P.C. Ormsbee et J.M. Zinck. 2007. Field identification of the cryptic vespertilionid bats, *Myotis lucifugus* and *M. yumanensis*, *Acta Chiropterologica* 9(1):133–147.

Wells, E. 1986. 30,000 chauves-souris chassées des églises, *Echo Dimanche* 3(18):3.

Whitaker, J., et L. Rissler. 1993. Winter activity of bats at a mine entrance in Vermillion County, Indiana, *American Midland Naturalist* 127:52-59.

Wibbelt, G.A. (et 13 coauteurs). 2010. White-nose syndrome fungus (*Geomyces destructans*) in bats, Europe, *Emerging Infectious Diseases* 16:1237-1243.

Wilder, A., W. Frick, K. Langwig et T. Kunz. 2011. Risk factors associated with mortality from white-nose syndrome among hibernating bat colonies, *Biology Letters* 7:950-953.

Williams-Guillen, K., I. Perfecto et J. Vandermeer. 2008. Bats limit insects in a neotropical agroforestry system, *Science* 320:70.

Willis, C.K.R. 2006. Daily heterothermy by temperate bats using natural roosts, p. 38-55 *in* Functional and Evolutionary Ecology of Bats, A. Zubaid, G. McCracken et T. Kunz (éd.), Oxford University Press, 342 p.

Willis, C., A. Menzies, J. Boyles et M., Wojciechowski. 2011. Evaporative water loss is a plausible explanation for mortality of bats from White-Nose Syndrome, *Integrative and Comparative Biology* 51:364–373.

Wilson, J., et R.M.R. Barclay. 2006. Consumption of caterpillars by bats during an outbreak of western spruce budworm, *American Midland Naturalist* 155:244-249.

Wilson, D., et D. Reeder. 2005. Mammal Species of the World, 3^{e} édition, Johns Hoplkins University Press, Baltimore (Maryland).

Wright, S., et J. Moran. 2011. Ocean-going vessels: a possible conduit for the introduction of white-nose fungus (*Geomyces destructans*) into bats in Alaska, *Northwestern Naturalist* 92:133-135.

Zimmerman, G., et W. Glanz. 2000. Habitat use by bats in eastern Maine, *Journal of Wildlife Management* 64:1032-1040.

SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DU RÉDACTEUR DU RAPPORT

Graham Forbes (Ph.D.), diplômé de la University of Waterloo (Canada), est un professeur à l'emploi de la Faculté de la gestion forestière et environnementale de l'Université du Nouveau-Brunswick, et du Département de biologie de la même université à Fredericton (Nouveau-Brunswick). Il est directeur du NB Cooperative Fish and Wildlife Research Centre et du Sir James Dunn Wildlife Research Centre (UNB) et agit actuellement à titre de coprésident du Sous-comité des mammifères terrestres du COSEPAC.

COLLECTIONS EXAMINÉES

Aucune collection n'a été examinée pendant la préparation du présent rapport.

Annexe 1. Enjeux liés à la collecte des données

Les données sur les tendances des populations portent sur deux périodes distinctes (hibernation et été), la majorité d'entre elles portant sur la période d'hibernation. La plupart des données d'hiver proviennent de recensements effectués dans les gîtes d'hibernation, mais ces gîtes ne font pas tous l'objet d'une surveillance. La pipistrelle de l'Est est relativement facile à identifier à cause de sa taille et de sa couleur (Tuttle, 2003). Il est cependant plus difficile de distinguer à l'œil les deux espèces de *Myotis*. La chauve-souris nordique possède des tragus plus lancéolés que la petite chauve-souris brune, mais cette différence n'est visible que si on peut examiner les chauves-souris de très près (moins de 1 m), par exemple dans les mines à plafonds bas et plats. Au Québec et dans beaucoup d'États américains, les chercheurs jugent qu'ils sont en mesure de distinguer les deux espèces l'une de l'autre à certains sites où ils peuvent les examiner de près et recourir à la photographie de haute résolution (voir ci-dessous). Cependant, la question de savoir s'il vaut mieux traiter séparément les résultats des relevés portant sur les deux espèces ou les amalgamer ne fait toujours pas consensus. Les données sur les espèces de *Myotis* sont combinées en Ontario (L. Hale, comm. pers., 2012), au Nouveau-Brunswick (D. McAlpine, comm. pers.) et en Nouvelle-Écosse (H. Broders, comm. pers.).

Le résumé le plus complet de l'évolution des populations présentes dans les gîtes d'hibernation touchés par le SMB est une compilation des résultats des relevés effectués par cinq organisations d'État (New York, Pennsylvanie, Vermont, Virginie et Virginie-Occidentale) au cours de l'hiver 2010-2011 dans des sites infectés depuis plus d'un an par le champignon pathogène (Turner *et al.*, 2011; G. Turner, comm. pers.). L'article de Turner *et al.* (2011) ne fournit pas d'indication sur la méthode de séparation des espèces, le pourcentage des sites examinés, et le nombre d'observateurs et leur degré de formation, ce qui vient compliquer la comparaison des résultats. Pour corriger ce problème, l'auteur du présent rapport a contacté les biologistes d'État pour les interroger sur les précautions prises pour identifier les espèces et mesurer le degré de confiance qu'il pouvait accorder aux résultats. Dans l'État de New York, on a recours à la photographie de haute résolution pour reconnaître les espèces de *Myotis*, à cause, en partie, de l'importance qu'on attache à l'identification de la totalité des *M. sodalis*, une espèce en voie de disparition (C. Herzog, comm. pers.). Certains des relevés effectués dans le nord-est des États-Unis ont été normalisés dans le cadre du *North American WNS monitoring program*, et il est d'usage au Vermont de minimiser le biais lié à l'effort ou d'exclure les données suspectes (Darling et Smith, 2011).

La difficulté d'identification des espèces augmente avec la distance qui sépare l'observateur de ses sujets. Les dénombrements les plus élevés de chauves-souris nordiques dans le nord-est des États-Unis proviennent de gîtes d'hibernation où les plafonds sont les plus bas et où on a donc de bonnes raisons de faire confiance aux résultats (C. Herzog, comm. pers.). Si on suppose que la probabilité de détection est restée la même avant et après l'apparition du SMB et que le biais d'identification est resté constant, on peut conclure que tout déclin enregistré dans ces sites est probablement réel. Dans les tableaux 1 et 8, seules les données sur les *Myotis* provenant de sites à plafonds bas du Vermont ont été conservées (S. Darling, comm. pers.).

Même si la proportion exacte des petites chauves-souris brunes et des chauves-souris nordiques présentes dans les gîtes d'hibernation américains reste sujette à débat, les chercheurs sont confiants que les deux espèces y cohabitent effectivement; Griffin (1940a) a compté 589 chauves-souris nordiques dans 10 gîtes sur 11, et 2 998 petites chauves-souris brunes dans 11 gîtes sur 11 lors d'un projet de baguage réalisé dans quatre États du nord-est des États-Unis (Connecticut, Massachusetts, New York, Vermont). Des données récentes donnent à penser que les chauves-souris nordiques persistent en grands nombres dans le nord-est : 41 % des 11 734 chauves-souris capturées en Virginie-Occidentale entre 1998 et 2007 appartenaient à cette espèce (contre 25 % de petites chauves-souris brunes) (Francl *et al.*, 2012), et on a régulièrement capturé des chauves-souris nordiques partout dans le nord-est au cours des 10 dernières années (Brooks, 2009).

Il est aussi possible que les données qui laissent croire à un déclin des populations soient en fait le résultat de simples déplacements des chauves-souris d'une grotte à l'autre, plutôt que d'une mortalité. Les chercheurs se penchent sur cette question, mais les déclins constatés en hiver sont jugés réels puisque ces résultats sont corroborés par les relevés effectués en été. Par ailleurs, l'exactitude des identifications ne fait pas de doute puisque la plupart des données recueillies en été portent sur des chauves-souris capturées.

Enfin, le problème de l'identification des espèces de *Myotis* a peu d'incidence sur les conclusions finales : les deux sont présentes et leur déclin est si marqué qu'il n'en reste que très peu ou pas du tout. En 2011, 19 des sites où on faisait une distinction entre la petite chauve-souris brune et la chauve-souris nordique sur un total de 29 (66 %) comptaient moins de 50 chauves-souris, et 6 (21 %) étaient désertés (Turner *et al.*, 2011). D'autres sites ont été infectés et le déclin se poursuit. Les déclins enregistrés dans les Maritimes ont été aussi importants que ceux observés dans le nord-est des États-Unis. En somme, bien que le nombre exact de chauves-souris des deux espèces reste matière à débat, le problème de l'identification a été réglé au moins en partie, et la plupart des données recueillies par Turner *et al.* (2011) sur la chauve-souris nordique reflètent clairement la tendance observée. On procède actuellement à une compilation des dénombrements effectués dans chacun des gîtes d'hibernation, mais il reste encore à inclure les données recueillies après l'apparition du SMB (BPD, 2013).